

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ**

**FRANCISCO GASPARETTO HIGUCHI**

**DINÂMICA DE VOLUME E BIOMASSA DA FLORESTA DE TERRA FIRME DO  
AMAZONAS.**

Curitiba  
2015.

FRANCISCO GASPARETTO HIGUCHI

DINÂMICA DE VOLUME E BIOMASSA DA FLORESTA DE TERRA FIRME DO  
AMAZONAS.

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Engenharia Florestal, área de concentração em Manejo Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Nelson Y. Nakajima

Co-Orientadores: Prof. Dr. Sebastião do Amaral Machado, Dr. Joaquim dos Santos

CURITIBA

2015

Ficha catalográfica elaborada pela  
Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR

Higuchi, Francisco Gasparetto

Dinâmica de volume e biomassa da floresta de terra firme do Amazonas /  
Francisco Gasparetto Higuchi. – Curitiba, 2015.  
201 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Nelson Y. Nakajima

Coorientadores: Prof. Dr. Sebastião do Amaral Machado,  
Prof. Dr. Joaquim dos Santos

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências  
Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Defesa:  
Curitiba, 06/04/2015.

Área de concentração: Manejo Florestal.

1. Biomassa vegetal – Amazonas. 2. Florestas – Medição. 3. Carbono. 4.  
Madeira – Comércio. 5. Teses. I. Nakajima, Nelson Y. II. Machado, Sebastião do  
Amaral. III. Santos, Joaquim dos. IV. Universidade Federal do Paraná, Setor de  
Ciências Agrárias. V. Título.

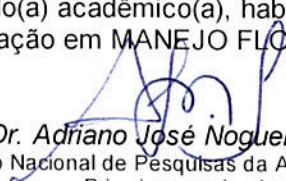
CDD – 634.9

CDU – 634.0.548


## PARECER

Defesa nº. 1115

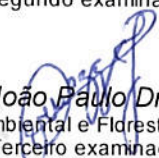
A banca examinadora, instituída pelo colegiado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, do Setor de Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Paraná, após arguir o(a) doutorando(a) *Francisco Gasparetto Higuchi* em relação ao seu trabalho de tese intitulado "**DINÂMICA DE VOLUME E BIOMASSA DA FLORESTA DE TERRA FIRME DO AMAZONAS**", é de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do(a) acadêmico(a), habilitando-o(a) ao título de *Doutor* em Engenharia Florestal, área de concentração em MANEJO FLORESTAL.




Dr. Adriano José Nogueira Lima  
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA  
Primeiro examinador



Dr. Yeda Maria Malheiros de Oliveira  
Embrapa-Florestas  
Segundo examinador



Dr. João Paulo Druszc  
SOLVER Ambiental e Florestal Engenharia  
Terceiro examinador



Dr. Sebastião do Amaral Machado  
Universidade Federal do Paraná  
Quarto examinador



Dr. Nelson Yoshihiro Nakajima  
Universidade Federal do Paraná  
Orientador e presidente da banca examinadora



Curitiba, 06 de abril de 2015.



Antonio Carlos Batista  
Coordenador do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal

## DEDICATÓRIA

Aos meus pais, Maria e Niro,

Ao meu irmão, Gustavo.

À minha irmã e cunhado, Inezita e Mateus, meu afilhado sapeca “Gabu” e o mais novo integrante da família, o “Nirinho”.

À minha querida namorada, Adma.

À minha afilhadinha linda, Isadora.

À toda minha família, amigos e colegas.

Por todo amor, carinho, apoio e incentivo durante esta caminhada.

## **AGRADECIMENTOS**

À Deus pela vida, benção e por sempre iluminar o meu caminho.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Nelson Nakajima, por todo apoio, confiança, incentivos e amizade.

Aos meus co-orientadores, Prof. Dr. Sebastião Machado e Joaquim dos Santos pelo tempo dedicado a me ajudar.

Aos colegas do Laboratório de Manejo Florestal do INPA, por todo apoio durante a execução do projeto.

Aos amigos de longa data e àqueles que fiz durante a pós-graduação, pelo companheirismo nos melhores e piores momentos.

À minha família que sempre me deu forças para ser o melhor que eu possa ser.

À minha querida namorada, quem sempre me ajudou a manter o foco, a concentração o ânimo necessário para vencer os desafios.

À família ZF-2, com quem pude compartilhar muito trabalho, alegrias e conquistar inúmeros desafios, que sozinho não seria capaz de conseguir.

À todos que colaboraram direta ou indiretamente na execução das atividades necessárias para a conclusão desta tese, da Secretaria da Pós-Graduação até os auxiliares de campo com quem passei semanas no meio do mato.

Por fim, à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM) pelo auxílio financeiro.

## RESUMO

Na Amazônia brasileira, a cobertura florestal original, predominantemente de florestas maduras densas de terra-firme, era de 4,1 milhões de km<sup>2</sup> ou 410 milhões de hectares. Até 2014, o uso da terra já havia desmatado 749 mil km<sup>2</sup> de florestas, equivalente a 18,3% da cobertura original. A média anual de área desmatada tem sido de  $15.088 \pm 2.498$  km<sup>2</sup> (IC 95%). Em termos de emissões de CO<sub>2</sub> para a atmosfera, o desmatamento tem contribuído com mais de 60% das emissões nacionais e, em contrapartida, a região tem contribuído com apenas 7% do PIB brasileiro. A área focal deste estudo de caso é o estado do Amazonas, com a menor taxa de desmatamento da Amazônia, igual a 2,3% e cobertura florestal remanescente de 149 milhões de hectares; 44% da floresta amazônica atual. De um lado há uma grande pressão sobre a madeira pela diminuição da oferta desta matéria-prima pelos países do sudeste asiático e, de outro, o mercado de carbono ávido por projetos REDD+ na Amazônia. No meio destas pressões estão as florestas do Amazonas praticamente intactas. A sabedoria indica que é prudente se antecipar a iminente escassez dos recursos florestais. A ideia central deste estudo é ir um pouco além da representação social sobre o potencial das florestas do Amazonas e apresentar estimativas das médias dos estoques de madeira e de carbono. O primeiro passo foi utilizar uma base de dados de inventário administrado por um mesmo grupo de pesquisas, desde 2004. Foram utilizadas 1.128 parcelas de ¼ hectare cada distribuídas em 11 diferentes localidades do Amazonas. Além do inventário florestal clássico, vários outros estudos foram realizados, tais como: composição florística, cubagem rigorosa em árvores caídas, altura dominante (Hdom), localização das espécies mais importantes fitossociologicamente e falsas coordenadas, fertilidade da camada superficial do solo, área foliar e biomassa de raízes finas. Nas árvores caídas foram coletados diâmetros de várias seções para a cubagem rigorosa e a altura total para a estimativa da Hdom; em 8 dos 11 locais inventariados foi desenvolvido uma equação de volume e estimativas da Hdom. A biomassa e o carbono foram estimados utilizando uma equação desenvolvida em Manaus, mas corrigida pelo fator de correção (Hdom do local e Hdom de Manaus). O diâmetro mínimo de inclusão foi de 10 cm; subparcelas foram instaladas para a regeneração natural (DAP entre 5 e 10 cm). A análise de covariância das equações de cada sítio mostrou que há fortes evidências ( $p < 0,000001$  em todos os sítios) que inviabilizam a utilização de uma equação comum ao Amazonas como um todo. O estoque médio de volume comercial, DAP  $\geq 50$  cm foi de  $20,3 \pm 5,3$  m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> (IC 95%). O estoque médio de carbono total (acima do solo + raízes grossas), DAP  $\geq 10$  cm foi de  $164,8 \pm 12,3$  t.ha<sup>-1</sup> (IC 95%). Utilizando apenas as estimativas mínimas prováveis de volume comercial e de carbono, o Amazonas estoca 2,2 bilhões de m<sup>3</sup> de madeira e 22,7 bilhões de t de carbono ou 83,3 bilhões de t de CO<sub>2</sub> equivalente (ou 83,3 bilhões de créditos de carbono).

Palavras-chave: Inventário florestal, manejo florestal, carbono, mercado de madeira tropical.

## ABSTRACT

In the Brazilian Amazon, the original forest cover, predominantly dense mature “terra firme” forests, was 4.1 million km<sup>2</sup> or 410 million hectares. Until 2014, land use and land use change had deforested 749 thousand km<sup>2</sup>, equivalent of 18.3% of its original extent. The mean annual deforestation area has been  $15,088 \pm 2,498$  km<sup>2</sup> (IC 95%). In terms of CO<sub>2</sub> emissions to the atmosphere, deforestation has contributed with over 60% of Brazil’s national emissions, however, the region has contributed only 7% in the Brazilian GDP. The focus of this case study is the Amazonas State, with the lowest deforestation rate in Amazonia, equal to 2.3% and with a remaining of 149 million hectares of primary forests, 44% of the actual amazon forest. In one hand there is great pressure over timber due to the reduced supply of this raw material by Southeast Asian countries and, on the other, voluntary Carbon market’s desire for REDD+ projects in the Brazilian Amazon. In between these pressures, lays, practically intact, the Amazonas mature forests. The central idea of this study is to go beyond the social representation of the Amazonas forests potential, and present the average estimates of timber and carbon stocks. The first step was utilize the base data of forest inventories carried out by the same research group, since 2004. It was used 1,128 sample plots of ¼ hectare each, distributed in 11 localities in Amazonas State. Besides the classical forest inventory, other studies were carried out, such as: floristics composition, volume determination of fallen trees, dominant height (Hdom), geographical localization of the most phytosociologic important species and false coordinates, fertility of the soil’s superficial layer, leaf area index and fine roots biomass study. Of the fallen trees was collected the diameters of different sections for volume determination and the total height for Hdom estimate; in 8 of 11 sampled localities there’s a site-specific volume equation and Hdom estimate. The biomass and carbon stocks were estimated considering an allometric equation developed in Manaus, but corrected by a correction factor based on the site’s Hdom. The minimal diameter of inclusion was 10 cm; subplots were installed for natural regeneration analysis (DBH between 5 and 10 cm). The Covariance analysis of the adjusted volume equation showed strong evidence ( $p < 0.00001$ ) that hinder the use of a common equation for the whole Amazonas State. The average commercial timber volume, DBH  $\geq 50$  cm was  $20.3 \pm 5.3$  m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> (IC 95%). The mean total carbon (above and belowground) stock, DBH  $\geq 10$  cm was of  $164.8 \pm 12.3$  t.ha<sup>-1</sup> (IC 95%). Considering only the minimum probable estimates of commercial timber and carbon stocks, Amazonas State has a total stock of 2.2 billion m<sup>3</sup> of timber and 22.7 billion t of carbon, or 83.3 billion t of CO<sub>2</sub> equivalent (or carbon credits).

Key words: Forest Inventory. Forest management. REDD. Climate change.



## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 01 - DINÂMICA DO DESMATAMENTO ANUAL NA AMAZÔNIA, EM KM <sup>2</sup> .....	24
FIGURA 02 - RELAÇÃO (%) ENTRE DESMATAMENTO AUTORIZADO E NÃO AUTORIZADO NA AMAZÔNIA BRASILEIRA. ....	26
FIGURA 03 - ESQUEMA ILUSTRATIVO DO MÉTODO DE CUBAGEM RIGOROSA E SUAS RESPECTIVAS FÓRMULAS MATEMÁTICAS, POR AUTOR. ....	40
FIGURA 04 – IMAGENS DAS ATIVIDADES DE CAMPO DO MÉTODO DESTRUTIVO DE DETERMINAÇÃO DO PESO TOTAL, ACIMA E ABAIXO DOS SOLOS DE UMA ÁRVORE. ....	42
FIGURA 05 - ESQUEMA ILUSTRATIVO DAS QUATRO MODALIDADES DE PROCESSOS DE AMOSTRAGEM CONTÍNUA. ....	58
FIGURA 06 - ILUSTRAÇÃO DE UM CORTE VERTICAL DO PERFIL DE UMA FLORESTA MULTIANEA. ....	60
FIGURA 07 - LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DOS PONTOS AMOSTRADOS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO, NO AMAZONAS. ....	66
FIGURA 08 - ESQUEMA ILUSTRATIVO DA ÁREA AMOSTRAL DO PARQUE FENOLÓGICO DA EMBRAPA AMAZÔNIA OCIDENTAL. ....	67
FIGURA 09 - ESQUEMA ILUSTRATIVO DA PARCELA PERMANENTE DE 1 HECTARE DO PARQUE FENOLÓGICO DA EMBRAPA AMAZÔNIA OCIDENTAL. ....	67
FIGURA 10 - ESQUEMA ILUSTRATIVO DA PARCELA DO INVENTÁRIO FLORESTAL. ....	68
FIGURA 11 - ESQUEMA ILUSTRATIVO DO CONGLOMERADO TIPO CRUZ. ....	69
FIGURA 12 - ESQUEMA ILUSTRATIVO DO CONGLOMERADO TIPO TRANSECTO. ....	69
FIGURA 13 - ATIVIDADES DA EQUIPE DA PICADA, ONDE: (A) USO DA BÚSSOLA; (B), (C) ALINHAMENTO DO HOMEM PONTA; (D) ABERTURA DA TRILHA; (E), (F) DELIMITANDO DISTÂNCIAS E OS LIMITES DA PARCELA. ....	71
FIGURA 14 - ILUSTRAÇÃO DO PADRÃO DE MENSURAÇÃO DO DAP, DE ACORDO COM AS CARACTERÍSTICAS DO INDIVÍDUO. ....	72
FIGURA 15 – EXEMPLO DA PLACA DE ALUMÍNIO E O PONTO DE MEDIÇÃO MARCADO COM TINTA VERMELHA: (A) PLACA PADRÃO LMF; (B) PLACA PADRÃO EMBRAPA. ....	73
FIGURA 16 - CALO NO TRONCO DA ÁRVORE PROVOCADO PELO PREGO: (A) VISTA LATERAL; (B) VISTA FRONTAL. ....	73
FIGURA 17 - ALTERAÇÃO DO PONTO DE MEDIÇÃO DO DAP DE UMA ÁRVORE: (A) MEDINDO O DAP ACIMA DO DEFEITO; (B) MARCANDO O NOVO PONTO DE MEDIÇÃO. ....	75
FIGURA 18 – ATIVIDADES DA EQUIPE DE DENDROLOGIA: (A) COLETA DE MATERIAL BOTÂNICO; (B) ESCALADA PARA COLETA DE AMOSTRAS BOTÂNICAS; (C) PRENSAGEM DO MATERIAL E PRÉ-IDENTIFICAÇÃO. ....	76

FIGURA 19 - ESQUEMA ILUSTRATIVO DAS ALTURAS TOTAL E DE FUSTE E DA CUBAGEM RIGOROSA.....	78
FIGURA 20 - PROPORÇÃO RELATIVA DOS INDIVÍDUOS AMOSTRADOS, POR CATEGORIA DE BIOMASSA, PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO. ....	91
FIGURA 21 - DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA GERAL DAS ÁRVORES VIVAS, POR HECTARE. ....	92
FIGURA 23 - DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA DAS CINCO ESPÉCIES COM INDIVÍDUOS “GIGANTES” MAIS FREQUENTES DO INVENTÁRIO FLORESTAL.....	96
FIGURA 24 - DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA IRREGULAR DE QUATRO ESPÉCIES DISTINTAS AMOSTRADAS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL. ....	97
FIGURA 25 - PRINCIPAIS MORFOESPÉCIES IDENTIFICADAS NO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO. ....	99
FIGURA 26 - PRINCIPAIS FAMÍLIAS BOTÂNICAS IDENTIFICADAS NO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO. ....	101
FIGURA 27 - PROPORÇÃO DOS INDIVÍDUOS DA NECROMASSA, POR CATEGORIA, AMOSTRADOS NO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO. ....	103
FIGURA 28 - DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA DA NECROMASSA AMOSTRADA PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO. ....	103
FIGURA 29 - PRINCIPAIS ESPÉCIES DE PALMEIRAS IDENTIFICADAS NO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO .....	105
FIGURA 30 - DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA DOS INDIVÍDUOS DA FAMÍLIA ARECACEAE, AMOSTRADOS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO. ....	106
FIGURA 31 - DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA DOS INDIVÍDUOS AMOSTRADOS PELO INVENTÁRIO DE ÁRVORES CAÍDAS, POR LOCALIDADE.....	107
FIGURA 32 - DISTRIBUIÇÃO DOS INDIVÍDUOS, POR CLASSE DE ALTURA TOTAL, AMOSTRADOS PELO INVENTÁRIO DE ÁRVORES CAÍDAS, POR LOCALIDADE.....	109
FIGURA 33 - RELAÇÃO DAP X ALTURA TOTAL, POR LOCALIDADE AMOSTRADA.....	110
FIGURA 34 - MÉDIA DA ALTURA TOTAL, POR CLASSE DIAMÉTRICA, POR LOCALIDADE AMOSTRADA E SEUS RESPECTIVOS INTERVALOS DE CONFIANÇA.....	111
FIGURA 35. DENSIDADE MÉDIA DE ÁRVORES VIVAS ADULTAS, ESTIMADA DE CADA LOCALIDADE AMOSTRADA PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO. ....	122
FIGURA 36 - ÁREA BASAL MÉDIA DE ÁRVORES VIVAS ADULTAS, ESTIMADA DE CADA LOCALIDADE AMOSTRADA PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO. ....	126
FIGURA 37 - VOLUME MÉDIO DE ÁRVORES VIVAS ADULTAS, ESTIMADA DE CADA LOCALIDADE AMOSTRADA PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO. ....	130
FIGURA 38 - DISTRIBUIÇÃO GRÁFICA DAS ESTIMATIVAS DAS ALTURAS DOMINANTES DE CADA MÉTODO PROPOSTO.....	135

FIGURA 39 - PARTICIPAÇÃO DAS ÁRVORES COM DAP $\geq$ 50 CM NOS ESTOQUES DE DENSIDADE, ÁREA BASAL E VOLUME DE MADEIRA DA FLORESTA DE TERRA FIRME DO AMAZONAS, DAP $\geq$ 10 CM. ....	136
FIGURA 40 - PARTICIPAÇÃO DAS ÁRVORES COM DAP $\geq$ 50 CM, NOS ESTOQUES DE DENSIDADE, ÁREA BASAL E VOLUME DE MADEIRA DA FLORESTA DE TERRA FIRME DO AMAZONAS, DAP $\geq$ 5 CM. ....	137
FIGURA 41 - PARTICIPAÇÃO DAS ÁRVORES COM DAP $\geq$ 30,0 CM. NOS ESTOQUES DE DENSIDADE, ÁREA BASAL E VOLUME DE MADEIRA DA FLORESTA DE TERRA FIRME DO AMAZONAS, DAP $\geq$ 5,0 CM. ....	138
FIGURA 42 - ALTURAS DOMINANTES ESTIMADAS DE CADA SÍTIO AMOSTRADO PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO E DE MANAUS. ....	139
FIGURA 43 - ESTOQUE DE BIOMASSA SECA ACIMA DOS SOLOS, DE ÁRVORES VIVAS, POR HECTARE ESTIMADO, DE CADA LOCALIDADE AMOSTRADA. ....	144
FIGURA 44 - RELAÇÃO PROPORCIONAL DA BIOMASSA AÉREA E ABAIXO DOS SOLOS. ....	150
FIGURA 45 – LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DOS PONTOS AMOSTRADOS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO. ....	189
FIGURA 46 – GRÁFICOS DE RESÍDUOS DOS AJUSTUES DAS EQUAÇÕES DE VOLUME EM SÃO GABRIEL DA CACHOEIRA (SGC).....	193
FIGURA 47 – GRÁFICOS DE RESÍDUOS DOS AJUSTUES DAS EQUAÇÕES DE VOLUME EM ATALAIA DO NORTE E BENJAMIN CONSTANT (ABC).....	194
FIGURA 48 – GRÁFICOS DE RESÍDUOS DOS AJUSTUES DAS EQUAÇÕES DE VOLUME NA RESEX DO RIO JUTÁI (JUT).....	195
FIGURA 49 – GRÁFICOS DE RESÍDUOS DOS AJUSTUES DAS EQUAÇÕES DE VOLUME NA RESEX DO AUATI-PARANÁ (AUP).....	196
FIGURA 50 – GRÁFICOS DE RESÍDUOS DOS AJUSTUES DAS EQUAÇÕES DE VOLUME NA RESEX DO LAGO CAPANÃ-GRANDE (CAP). ....	197
FIGURA 51 – GRÁFICOS DE RESÍDUOS DOS AJUSTUES DAS EQUAÇÕES DE VOLUME NA RESEX DO RIO UNINI (RUN).....	198
FIGURA 52 – GRÁFICOS DE RESÍDUOS DOS AJUSTUES DAS EQUAÇÕES DE VOLUME NA FLONA DE PAU ROSA (FPR). ....	199
FIGURA 53 – GRÁFICOS DE RESÍDUOS DOS AJUSTUES DAS EQUAÇÕES DE VOLUME NA RESEX DO BAIXO JURUÁ (JUR).....	200
FIGURA 54 – GRÁFICOS DE RESÍDUOS DOS AJUSTUES DAS EQUAÇÕES DE VOLUME NA RABIO DO ABUFARI (ABU).....	201

## LISTA DE TABELAS

TABELA 01 - LOCALIDADES AMOSTRADAS, SEUS CÓDIGOS E SUAS RESPECTIVAS SEDES MUNICIPAIS E SUB-REGIÃO, EM RELAÇÃO AO ESTADO DO AMAZONAS.....	65
TABELA 02 - LOCALIDADES MONITORADAS, NÚMERO DE PARCELAS PERMANENTES INSTALADAS, PERÍODO DO PRIMEIRO INVENTÁRIO E O NÚMERO DE REMEDIÇÕES. ....	74
TABELA 03 - MODELOS VOLUMÉTRICOS TESTADOS.....	79
TABELA 04 - PARCELAS INSTALADAS, MENSURADAS E MONITORADAS EM CADA LOCALIDADE AMOSTRADA.....	90
TABELA 05 - NÚMERO DE ÁRVORES VIVAS, DAP $\geq$ 5 CM, EM PERCENTAGEM, POR HECTARE, CLASSE DIAMÉTRICA, LOCALIDADE E A MÉDIA GERAL. ....	93
TABELA 06 - NÚMERO DE ÁRVORES VIVAS, DAP $\geq$ 10 CM, EM PERCENTAGEM, POR HECTARE, CLASSE DIAMÉTRICA, LOCALIDADE E A MÉDIA GERAL. ....	94
TABELA 07 - ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DOS DIÂMETROS MENSURADOS, EM CADA LOCALIDADE, NO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO. ....	95
TABELA 08 - AS DEZ PRINCIPAIS ESPÉCIES FLORESTAIS COM OS MAIORES ÍNDICES DE VALOR DE IMPORTÂNCIA (IVI).....	100
TABELA 09 - AS CINCO PRINCIPAIS FAMÍLIAS BOTÂNICAS FLORESTAIS COM OS MAIORES ÍNDICES DE VALOR DE IMPORTÂNCIA.....	102
TABELA 10 - DIÂMETROS MÍNIMO, MÉDIO E MÁXIMO AMOSTRADO PELO INVENTÁRIO DE ÁRVORES CAÍDAS.....	108
TABELA 11 - ALTURAS, TOTAL, MÍNIMA, MÉDIA E MÁXIMA AMOSTRADAS PELO INVENTÁRIO DE ÁRVORES CAÍDAS. ....	109
TABELA 12 - ALTURA TOTAL, POR CLASSE DIAMÉTRICA E NA MÉDIA GERAL, DAS LOCALIDADES AMOSTRADAS.....	111
TABELA 13. NÚMERO DE ÁRVORES UTILIZADAS NOS AJUSTES DE EQUAÇÕES DE VOLUME E ALTURA DOMINANTE, POR SÍTIO. ....	112
TABELA 14 - MODELO DE BERKHOUT AJUSTADOS PARA ESTIMATIVA DE VOLUME INDIVIDUAL, DE CADA LOCALIDADE, COM SEUS RESPECTIVOS COEFICIENTES E ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO. ....	116
TABELA 15 - DENSIDADES MÉDIAS ESTIMADAS DE CADA LOCALIDADE E A MÉDIA GERAL DO ESTADO DO AMAZONAS, CONSIDERANDO ÁRVORES VIVAS ADULTAS, RN E PALMEIRAS.....	120
TABELA 16 - ÁREA BASAL MÉDIA DAS ÁRVORES VIVAS ADULTAS, RN E TOTAL, DE CADA LOCALIDADE AMOSTRADA PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO E A MÉDIA GERAL. .	124
TABELA 17 - ESTOQUE DE VOLUME DE MADEIRA DE TORA, EM M <sup>3</sup> .HA <sup>-1</sup> , DAS LOCALIDADES AMOSTRADAS E A MÉDIA GERAL, COM SEUS RESPECTIVOS INTERVALOS DE CONFIANÇA.....	128

TABELA 18 - ESTOQUE DE VOLUME DE MADEIRA, DAS ESPÉCIES COMERCIAIS, DE CADA LOCALIDADE AMOSTRADA E A MÉDIA GERAL, POR HECTARE, COM SEUS RESPECTIVOS INTERVALOS DE CONFIANÇA.....	131
TABELA 19 - ESTOQUE DE VOLUME DAS ESPÉCIES COMERCIAIS, DE CADA LOCALIDADE E A MÉDIA GERAL, POR CLASSE DIAMÉTRICA, COM SEUS RESPECTIVOS INTERVALOS DE CONFIANÇA. ....	133
TABELA 20 - ALTURAS DOMINANTES ESTIMADAS POR CADA MÉTODO DISTINTO, DE CADA LOCAL AMOSTRADO. ....	135
TABELA 21 - ALTURA DOMINANTE DE CADA SÍTIO, DE MANAUS E SEUS RESPECTIVOS FATORES DE CORREÇÃO DO MODELO DE BIOMASSA.....	142
TABELA 22 - ESTOQUES DE BIOMASSA SECA ACIMA DOS SOLOS DAS ÁRVORES VIVAS, ADULTAS, DA REGENERAÇÃO NATURAL E TOTAL, DE CADA LOCAL AMOSTRADO PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO. ....	143
TABELA 23 - DIFERENTES ESTIMATIVAS DE ESTOQUES DE BIOMASSA SECA ACIMA DOS SOLOS, DAS ÁRVORES VIVAS COM DAP $\geq$ 10,0 CM, DE AUTORES DISTINTOS. ....	147
TABELA 24 - ESTOQUES DE CARBONO E DIÓXIDO DE CARBONO EQUIVALENTE ESTIMADO, DE ÁRVORES VIVAS DAP $\geq$ 10,0 CM, DE CADA LOCALIDADE E A MÉDIA GERAL, COM SEUS RESPECTIVOS INTERVALOS DE CONFIANÇA. ....	148
TABELA 25 - ESTOQUE MÉDIO DE BIOMASSA SECA, CARBONO E DIÓXIDO DE CARBONO EQUIVALENTE, ABAIXO DOS SOLOS, DE ÁRVORES VIVAS COM DAP $\geq$ 10,0 CM, DE CADA LOCALIDADE E A MÉDIA GERAL, COM SEUS RESPECTIVOS INTERVALOS DE CONFIANÇA.....	149
TABELA 26 - ESTOQUE MÉDIO DE BIOMASSA SECA, CARBONO E DIÓXIDO DE CARBONO EQUIVALENTE, TOTAL, DE ÁRVORES VIVAS COM DAP $\geq$ 10,0 CM, DE CADA LOCAL E A MÉDIA GERAL, COM SEUS RESPECTIVOS INTERVALOS DE CONFIANÇA. ....	151
TABELA 27 - ESTOQUE MÉDIO DE VOLUME COMERCIAL DE MADEIRA, DE ÁRVORES VIVAS COM DAP $\geq$ 10,0 CM, DE CADA LOCAL MONITORADO, DA PRIMEIRA MEDIÇÃO ATÉ A ÚLTIMA. ....	152
TABELA 28 - ESTOQUE MÉDIO DE BIOMASSA ACIMA DOS SOLOS, DE ÁRVORES VIVAS COM DAP $\geq$ 10,0 CM, DE CADA LOCAL MONITORADO, DA PRIMEIRA MEDIÇÃO ATÉ A ÚLTIMA. ....	153
TABELA 29 - ANÁLISES DAS RELAÇÕES ENTRE RECRUTAMENTO, MORTALIDADE, <i>TURNOVER</i> , ENTRADA NO SISTEMA DE MENSURAÇÃO E INCREMENTO MÉDIO, ANUAL, DE CADA LOCALIDADE MONITORADO.....	154
TABELA 30 - ESPÉCIES COMERCIAIS EXPLORADAS PELA EMPRESA MIL MADEIRAS PRECIOSAS. CONTINUA .....	177
TABELA 30 - CONTINUAÇÃO .....	178
TABELA 31 - LISTA DAS ESPÉCIES IDENTIFICADAS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO E SEUS RESPECTIVOS NOMES POPULARES E FAMÍLIAS BOTÂNICAS. CONTINUA .....	179

TABELA 31 – CONTINUAÇÃO.....	180
TABELA 31 – CONTINUAÇÃO.....	181
TABELA 31 – CONTINUAÇÃO.....	182
TABELA 31 – CONTINUAÇÃO.....	183
TABELA 31 – CONTINUAÇÃO.....	184
TABELA 31 – CONTINUAÇÃO.....	185
TABELA 31 – CONTINUAÇÃO.....	186
TABELA 31 – CONTINUAÇÃO.....	187
TABELA 31 – CONTINUAÇÃO.....	188
TABELA 32 – ÍNDICES FITOSSOCIOLÓGICOS DAS ESPÉCIES COMERCIALMENTE APROVEITADAS PELO MERCADO MADEIREIRO DO AMAZONAS.....	190
TABELA 32 – CONTÍNUA.....	191
TABELA 33 – RESULTADOS DOS AJUSTES DOS MODELOS VOLUMÉTRICOS, POR SÍTIO.....	192
TABELA 33 – CONTINUAÇÃO.....	193

## LISTA DE QUADROS

QUADRO 01 - QUADRO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA – ANOVA. ....	81
QUADRO 02 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA DAS MÉDIAS DE VOLUME ENTRE AS LOCALIDADES COM EQUAÇÕES DE VOLUME ESPECÍFICAS. ....	117
QUADRO 03 – MATRIZ DE PROBABILIDADE DO TESTE DE TUKEY DAS MÉDIAS DE VOLUME ENTRE AS LOCALIDADES AMOSTRADAS. ....	117
QUADRO 04 – ANÁLISE DE COVARIÂNCIA DA INTERAÇÃO DAS EQUAÇÕES DE VOLUME AJUSTADAS E A VARIÁVEL CATEGÓRICA “LOCALIDADE”, POR MEIO DE VARIÁVEL DUMMY. ....	118
QUADRO 05 - RESULTADO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DAS MÉDIAS ESTIMADAS DE DENSIDADE ENTRE AS LOCALIDADES AMOSTRADAS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO. ....	121
QUADRO 06 - MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE TUKEY, DAS MÉDIAS DE DENSIDADE ENTRE AS LOCALIDADES AMOSTRADAS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO. ....	121
QUADRO 07 - RESULTADO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DAS MÉDIAS ESTIMADAS DE ÁREA BASAL ENTRE AS LOCALIDADES AMOSTRADAS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO. ....	125
QUADRO 08 - MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE TUKEY, DAS MÉDIAS DE ÁREA BASAL ENTRE AS LOCALIDADES AMOSTRADAS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO. ....	125
QUADRO 09 - RESULTADO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DAS MÉDIAS ESTIMADAS DE VOLUME DE MADEIRA ENTRE AS LOCALIDADES AMOSTRADAS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO. ....	129
QUADRO 10 - MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE TUKEY, DAS MÉDIAS DE VOLUME DE MADEIRA ENTRE AS LOCALIDADES AMOSTRADAS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO. ....	129
QUADRO 11 - RESULTADO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DAS MÉDIAS DAS ALTURAS TOTAIS, DAS 10% ÁRVORES MAIS GROSSAS DA AMOSTRAGEM, ENTRE AS LOCALIDADES AMOSTRADAS PELO INVENTÁRIO DE ÁRVORES CAÍDAS. ....	141
QUADRO 12 - MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE TUKEY, DAS MÉDIAS DAS ALTURAS TOTAIS, DAS 10% ÁRVORES MAIS GROSSAS DA AMOSTRAGEM, ENTRE AS LOCALIDADES AMOSTRADAS PELO INVENTÁRIO DE ÁRVORES CAÍDAS. ....	141
QUADRO 13 - RESULTADO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DAS MÉDIAS ESTIMADAS DE BIOMASSA SECA ACIMA DOS SOLOS DE ÁRVORES VIVAS, COM DAP $\geq$ 10,0 CM, ENTRE OS LOCAIS AMOSTRADOS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO. ....	145

QUADRO 14 - MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE TUKEY, DAS MÉDIAS ESTIMADAS DE BIOMASSA SECA ACIMA DOS SOLOS DE ÁRVORES VIVAS, COM DAP $\geq$ 10,0 CM, ENTRE OS LOCAIS AMOSTRADOS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO. .....	145
---	-----



## SUMÁRIO

1	<b>INTRODUÇÃO</b>	13
2	<b>OBJETIVOS</b>	17
2.1.	GERAL	17
2.2.	ESPECÍFICOS	17
3	<b>REVISÃO DE LITERATURA</b>	18
3.1.	AMAZÔNIA	18
3.1.1.	Características do bioma	18
3.1.2.	Diversidade da floresta	19
3.1.3.	Legislação vigente	20
3.1.4.	Uso tradicional da terra	23
3.2.	MERCADO DE MADEIRA DURA TROPICAL, NO MUNDO E NA AMAZÔNIA	26
3.2.1.	Produção madeireira e indicadores de sustentabilidade do Amazonas	29
3.2.2.	Projetos de Manejo Florestal Sustentável na Amazônia	31
3.3.	MUDANÇAS DO CLIMA	32
3.3.1.	As florestas e as mudanças do clima	33
3.3.2.	Projetos REDD+	35
3.3.3.	Mercado de Créditos de Carbono	37
3.4.	ESTIMATIVAS DAS VARIÁVEIS DE INTERESSE	39
3.4.1.	Volume de madeira	39
3.4.2.	Biomassa e Carbono florestal	41
3.5.	EQUAÇÕES ALOMÉTRICAS	43
3.5.1.	Alometria de volume na Amazônia	44
3.5.2.	Alometria de biomassa e carbono na Amazônia	45
3.6.	ESTIMATIVAS DE ESTOQUES NA AMAZÔNIA	47
3.6.1.	Volume de madeira	47
3.6.2.	Biomassa e carbono	48
3.6.3.	Dinâmica de biomassa e carbono	50
3.6.4.	Incertezas	51
3.7.	INVENTÁRIO FLORESTAL	52
3.7.1.	Inventário Florestal Contínuo	56
3.8.	DIFERENCIAÇÃO DE SÍTIOS	59
3.9.	PROJETO CADAF	62
4	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b>	64
4.1.	LOCAL DA PESQUISA	64
4.2.	AMOSTRAGEM	66
4.3.	COLETA DE DADOS E PROCEDIMENTOS DE CAMPO	70
4.3.1.	Trilhas ou picada	70
4.3.2.	Inventário Florestal Contínuo	71
4.3.3.	Dendrologia	75
4.3.4.	Inventário de árvores caídas	76
4.3.4.1.	Cubagem Rigorosa	77
4.3.4.2.	Estimativa da Altura Dominante	79
4.4.	ANÁLISES ESTATÍSTICAS E FÓRMULAS	80
4.4.1.	Análise de Variância (ANOVA)	81
4.4.2.	Número de indivíduos por hectare	82

4.4.3. Análise fitossociológica.....	83
4.4.3.1. Frequência.....	83
4.4.3.2. Abundância.....	84
4.4.3.3. Dominância.....	84
4.4.3.4. Valor de Importância.....	85
4.4.4. Área basal estimada .....	85
4.4.5. Volume.....	85
4.4.6. Biomassa e Carbono florestal .....	86
4.4.6.1. Fator de correção da equação de biomassa .....	87
4.4.7. Incertezas .....	88
4.5. DESENHO EXPERIMENTAL.....	88
4.5.1. Estimativa da altura dominante com base na média das alturas de 10% das árvores mais grossas .....	88
4.5.2. Estoques de biomassa e carbono dos sítios amostrados .....	89
4.5.3. Níveis de incerteza dentro do limite aceitável .....	89
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>90</b>
5.1. ANÁLISE DESCRITIVA DOS DADOS COLETADOS .....	90
5.1.1. Inventário Florestal Contínuo .....	90
5.1.2. Inventário de árvores caídas.....	106
5.2. AJUSTE DE EQUAÇÕES DE VOLUME .....	113
5.3. ESTIMATIVAS DE INFERÊNCIA.....	118
5.3.1. Densidade ( $N \cdot ha^{-1}$ ).....	118
5.3.2. Área Basal ( $G, m^2 \cdot ha^{-1}$ ).....	123
5.4. ESTOQUE DE VOLUME .....	127
5.4.1. Volume de tora Geral.....	127
5.4.2. Volume de tora de espécies Comerciais.....	131
5.5. ALTURA DOMINANTE DAS LOCALIDADES AMOSTRADAS .....	134
5.6. ESTOQUE DE BIOMASSA E CARBONO .....	142
5.6.1. Biomassa seca e Carbono abaixo dos solos .....	148
5.6.2. Biomassa seca e carbono total .....	150
5.7. DINÂMICA DE VOLUME DE MADEIRA E CARBONO .....	151
5.8. INCERTEZAS .....	155
<b>6 CONCLUSÃO .....</b>	<b>157</b>
<b>7 CONSIDERAÇÕES FINAIS (REFLEXÕES DO AUTOR).....</b>	<b>158</b>
<b>8 REFERÊNCIAS .....</b>	<b>160</b>
8.1. REFERÊNCIAS ELETRÔNICAS .....	175
<b>9 ANEXOS.....</b>	<b>177</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O bioma amazônico possui a maior reserva de floresta tropical contínua do planeta (HIGUCHI *et al.* 2006), constituída por diversos tipos de vegetação, é caracterizada pela alta diversidade de espécies (OLIVEIRA & AMARAL, 2004). Apresenta em torno de 227 espécies hiperdominantes de um total de, aproximadamente, 16 mil espécies de árvores (STEEGE *et al.* 2013). Apesar das diversas fitofisionomias, o mais comum é dividir a floresta em dois grupos: terra firme e inundável (igapó ou várzea, águas pretas e barrentas, respectivamente), sendo que a primeira representa 80% do total das florestas e a segunda apenas 6%, outros tipos de formações florestais, como campinas, e áreas urbanas completam o território (BRAGA, 1979; PIRES & PRANCE, 1985). No Brasil, a Amazônia se estende por mais da metade do território com uma área aproximada de 4,9 milhões de km<sup>2</sup>, dos quais 85% são cobertas por florestas (SKOLE & TUCKER, 1993; INPE, 2014). Só o Amazonas representa quase 40% da região Norte e é o estado com a maior área de floresta preservada, aproximadamente 95% de sua vegetação está intacta (INPE, 2014). Considerando a proporção dos dois principais grupos florestais, mencionado acima, o estado do Amazonas possui aproximadamente 1,2 milhão de km<sup>2</sup> ou 120 milhões de hectares de florestas primárias de terra firme.

De acordo com a “Revisão anual do mercado de madeira tropical” (2012) da Organização Internacional de Madeira Tropical (ITTO, em inglês), no ano de 2011 foram ‘produzidos’ um total de 178 milhões de m<sup>3</sup> de madeira tropical no mundo. Desta produção, US\$ 3,9 bilhões foram gerados por meio da exportação de 12,5 milhões de m<sup>3</sup> em toras. No mesmo ano, o mercado de créditos de carbono florestais negociou um volume recorde de 28 milhões de créditos de carbono (MtCO<sub>2</sub>.eq), movimentando um total de US\$ 237 milhões (PETERS-STANLEY *et al.* 2013). No entanto, mesmo com potencial enorme de madeira e carbono e uma alta produção, o Brasil possui uma participação tímida nestes mercados, com uma contribuição de 5% nas exportações de madeira tropical e menos de 10% em termos de números de projetos de créditos de carbono (ITTO, 2012; STANLEY *et al.* 2013).

Os principais produtores de madeira tropical no mundo em 2011 foram: Indonésia com 26% da produção total, seguido de Brasil com 18%, Índia com 12% e Malásia com 10% (ITTO, 2012). Porém, tanto em área florestal quanto em recursos madeireiros, os estoques dos países do Sudeste Asiático estão se esgotando. De acordo com as estimativas do *site* Mongabay<sup>1</sup> (2014), a área de florestas primárias nos países asiáticos corresponde a uma pequena fração da cobertura original. A Indonésia possui aproximadamente 50% da sua cobertura original de floresta primária, Índia menos de 25% e a Malásia pouco mais de 18%. Assim, com base na produção de madeira, no sistema de exploração e na capacidade de controlar o desmatamento, a tendência é que nos próximos anos a Amazônia seja a única região com florestas capaz de abastecer o mercado mundial. Ainda, em tempos de mudanças climáticas, períodos de comprometimento e metas de redução e neutralização de emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) as atenções estão voltadas para a conservação e preservação de florestas primárias em pé. Assim, restando apenas a Amazônia como oferta destes produtos (madeira) e serviços (créditos de carbono), espera-se uma grande oportunidade de negócios para o Brasil. Com o “boom” do setor florestal, investimentos e desenvolvimento na região serão inevitáveis.

Internamente, apesar dos estoques de madeira e de carbono, a contribuição do setor florestal da Amazônia à formação da riqueza dos estados da região é muito pequena. Em 2013, o setor florestal dos dois maiores estados da Amazônia, Amazonas e Pará, contribuiu com menos de 0,2% e 2% dos PIBs estaduais, respectivamente (IBGE, 2014<sup>2,3</sup>). Ao setor estão ainda incluídos os projetos de carbono. Do total dos projetos de créditos de carbono de 2011, apenas 13,6% foram originados na América Latina, com o Brasil e Peru dividindo o topo (PETERS-STANLEY *et al.* 2013). Além de apresentar uma participação pífia na economia, o setor exerce quase nenhuma influência nos indicadores de desenvolvimento regional, como o PIB *per capita* e o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH). Em 2012, por exemplo, o PIB nacional *per capita* foi de R\$ 22.402, enquanto que o do estado do Amazonas (AM) foi de

---

<sup>1</sup> [www.mongabay.com](http://www.mongabay.com)

<sup>2</sup> <http://www.ibge.gov.br/estadosat/temas.php?sigla=am&tema=extracaovegetal2013;>

<sup>3</sup> [http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/contasregionais/2012/default\\_xls\\_2002\\_2012.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/contasregionais/2012/default_xls_2002_2012.shtm)

R\$ 17.855 (incluindo Polo Industrial de Manaus) e do Pará (PA) de R\$ 11.678. Em 2013, o IDH nacional foi de 0,744 enquanto que os IDHs dos estados do Amazonas e Pará foram, respectivamente, 0,674 (18º do Brasil) e 0,646 (24º).

Outro ponto que se destaca é a relação do Brasil com a floresta amazônica. A Constituição Brasileira de 1988 estabeleceu que a Amazônia é um patrimônio nacional e que seu uso far-se-á na forma da lei, dentro de condições que assegurem a preservação do meio ambiente, inclusive quanto ao uso dos recursos naturais. O novo Código Florestal (Lei 12.651/12) dispõe que a floresta é um bem de interesse comum a todos os brasileiros, além disso, estabelece que a exploração de madeira deva ser realizada na forma de Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS). A Instrução Normativa 05 de 11 de dezembro de 2006 (IN 05/06) e a Resolução 406 de 2009 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA 406 de 2009) regulamentam o manejo florestal sustentável por meio de diretrizes específicas. O Código Florestal e a Política Nacional sobre a Mudança do Clima (Lei 12.187/2009) descrevem o estabelecimento de um mercado por pagamento por serviços ambientais (créditos de carbono).

Mesmo sendo um bem de interesse comum dentro de um patrimônio nacional, o desmatamento da região já eliminou quase 20% da sua cobertura florestal original (INPE, 2014). O agravante é que este desmatamento não tem contribuído para o desenvolvimento sustentável da região. O uso da terra tradicional da região é caracterizado por ser predatório e insustentável. Em relação a produção madeireira, além do fato de consumir poucas espécies (ASNER *et al.* 2005), Higuchi (2006) concluiu que menos de 40% da madeira produzida na Amazônia era proveniente de PMFS ou desmatamentos autorizados. Com base em Soares-Filho *et al.* (2005), depois da exploração seletiva de madeira, o passo seguinte é a substituição da floresta remanescente por pasto ou cultivo de grãos. No Amazonas e no Pará, por exemplo, o desmatamento para o setor primário como um todo (agrícola, principalmente) tem contribuído muito pouco para o PIB estadual, 7,4% e 7,2%<sup>4</sup>, respectivamente. Ou seja, a perda da cobertura vegetal original, a

---

4

[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/contasregionais/2012/default\\_xls\\_2002\\_2012.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/contasregionais/2012/default_xls_2002_2012.shtm)

degradação do meio ambiente, as perdas da biodiversidade e das informações genéticas evolutivas das espécies não têm sido traduzidas em benefício direto à sociedade.

Existe muita discussão sobre as causas desta situação. A fertilidade dos solos amazônicos, o nível de investimentos na região, a tecnologia disponível, custos de produção (acessibilidade, deslocamentos etc.), valor dos produtos florestais (como a madeira<sup>5</sup> e o crédito de carbono<sup>6</sup>), a produção por unidade de área limitada por lei e muitos outros. Estes são geralmente mascarados como “causas”, no entanto, acredita-se que esses pontos são derivados da falta de bons projetos no mercado. Uso de dados ultrapassados, estimativas embasadas em equações inadequadas e médias sem apresentação de seus respectivos níveis de incerteza (intervalo de confiança) são exemplos. A baixa qualidade dos projetos disponíveis também é refletida na transparência (auditabilidade) e na confiabilidade das informações geradas.

Assim, a presente pesquisa tem como objetivo principal apresentar a replicabilidade do método para a estimativa dos estoques de volume e de carbono da floresta madura remanescente do estado do Amazonas, com seus respectivos níveis de incerteza. Foram utilizados dados coletados em campo, por meio de inventários florestais, de onze localidades distintas do AM. Para a estimativa do volume, foram ajustadas equações volumétricas específicas para cada local amostrado, com base na cubagem rigorosa de árvores caídas. Os estoques de carbono foram estimados pela equação alométrica de Silva (2007), adaptada para cada localidade com base na sua respectiva altura dominante (Hdom). Todo o trabalho, do campo até o processamento dos dados e a geração dos resultados, foi realizado de modo a ser Mensurável, Reportável e Verificável (MRV) garantindo a qualidade das informações geradas. Por fim, a pesquisa visa também demonstrar de forma prática que o uso de técnicas de amostragem, aliadas a boas equações alométricas (ajustadas ou adaptadas) e ferramentas estatísticas podem gerar estimativas confiáveis, que possam municiar o mercado a investir e valorizar os produtos e serviços da floresta amazônica.

---

<sup>5</sup> <http://g7negocios.com.br/amazon/publicacoes/boletim-de-precos-de-madeira-em-tora-na-amazonia-abril-2010/>

<sup>6</sup> <http://www.forest-trends.org/fcm2013.php>

## 2 OBJETIVOS

### 2.1. GERAL

O objetivo geral desta pesquisa foi apresentar os resultados das estimativas dos estoques e da dinâmica de volume de e carbono florestal, das florestas maduras de terra firme do estado do Amazonas, por meio de métodos confiáveis, auditáveis e replicáveis.

### 2.2. ESPECÍFICOS

Especificamente, os objetivos do estudo são:

- i. Ajustar uma equação de volume específica para cada localidade amostrada, por meio da amostragem de árvores caídas na floresta;
- ii. Avaliar, por meio da Análise de Covariância, a possibilidade do ajuste de uma equação de volume única para florestas maduras de terra firme do estado do Amazonas;
- iii. Desenvolver um método para a definição da altura dominante em florestas maduras de terra firme do Amazonas;
- iv. Estimar os estoques médios de volume e carbono das florestas maduras de terra firme do estado e de cada localidade amostrada;
- v. Apresentar os índices fitossociológicos das espécies comercializadas pela empresa florestal Mil Madeiras Preciosas;
- vi. Estimar a dinâmica dos estoques de volume e de carbono por meio da análise temporal dos estoques e do monitoramento de parcelas permanentes;
- vii. Apresentar todas as médias com seus respectivos níveis de incertezas (intervalos de confiança).

### 3 REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1. AMAZÔNIA

##### 3.1.1. Características do bioma

A Bacia Amazônica compreende nove países da América do Sul, entre eles: Peru, Colômbia, Venezuela, Equador, Bolívia, Guina, Suriname, Guiana Francesa e o Brasil. A maior parte da área, aproximadamente 60% da Bacia encontra-se em território brasileiro. No território nacional, compreende a totalidade dos estados do Acre, Amapá, Amazonas, Pará, Roraima, Rondônia e partes dos Estados do Maranhão, Mato Grosso e Tocantins, ocupando mais de 50% do país (SKOLE & TUCKER, 1993; RIBEIRO *et al.* 1999). De acordo com a divisão da Bacia amazônica de Fittkau *et al.* (1975), a região de estudo (Amazonas) fica localizada na Amazônia Central. Segundo o livro *Amazonia Without Miths*, publicado durante uma conferência do Tratado de Cooperação Amazônica em 1992 (TCA, 1992), por causa destas dimensões é muito comum ouvir, principalmente no exterior, que o Brasil é a Amazônia e a Amazônia é o Brasil.

De acordo com TCA (1992), as temperaturas não variam muito na Amazônia. A média gira em torno de 27° C, máximas ficam em torno de 37-40° C com variação diurna de 10° C. A precipitação mostra mais variabilidade, sendo que a média do estado do Amazonas é de 2000 mm anuais. As variações sazonais são determinadas pela quantidade de chuva, estabelecendo apenas duas estações, ou seca ou chuvosa. Os solos na Amazônia são antigos, alcançando a era Paleozoica, composta por uma bacia sedimentar (vale amazônico), entre os escudos guianense e brasileiro (TCA, 1992). Na Amazônia Central as terras baixas são caracterizadas pela ausência de rochas expostas e devido ao intenso processo de intemperismo químico dos trópicos durante milhões de anos, o resultado foi o desenvolvimento de solos profundos e com baixas taxas de erosão (KRONBERG *et al.* 1979; STALLARD



& EDMOND, 1983). As áreas formadas pelos rios Solimões e Amazonas e dos seus afluentes de água branca (ou barrenta) são chamadas de “várzeas”. Igapós são formados pelas planícies do rio Negro e de água preta, com solos arenosos e baixo teor de nutrientes (SANTOS & RIBEIRO, 1988).

### 3.1.2. Diversidade da floresta

A Amazônia é composta pelo maior ecossistema tropical do mundo (KONHAUSER *et al.* 1994). Sua diversidade é geralmente apresentada de acordo com o seu respectivo interflúvio. Segundo Konhauser *et al.* (1994), a primeira classificação dos rios da Amazônia foi apresentada por Sioli (1950), que se baseava em sua aparência física, como a cor. Na região existem, basicamente, dois tipos de rios: (i) de águas barrentas (ou brancas); e (ii) de águas pretas (ou claras). Rios de águas brancas e/ou barrentas, como o Solimões, Madeira e Purus, são conhecidos por serem ricos em sedimentos suspensos, o que dá a turbidez da água e sua cor amarelada (barrenta), e solutos dissolvidos que fazem destas águas serem ricas em nutrientes (SANTOS & RIBEIRO, 1988; KONHAUSER *et al.* 1994). Rios de água preta já são o oposto, regionalmente conhecidos como “rios pobres”, possuem uma baixa produção de sedimentos suspensos (HEDGES *et al.* 1986), são ácidos (com alta concentração de dióxido de carbono –  $\text{CO}_2$ ) (SANTOS & RIBEIRO, 1988) e ricos em material húmico dissolvido, o que gera a cor “chá mate” da água (KONHAUSER *et al.* 1994).

A floresta amazônica, segundo Higuchi *et al.* (2006), é a maior reserva contínua de floresta tropical úmida. Um dos maiores reservatórios naturais de biodiversidade do planeta, onde cada um de seus diferentes ambientes florestais possui um contingente florístico rico e variado (TCA, 1992). A cobertura original da Amazônia Legal era de 4,9 milhões de  $\text{km}^2$ , sendo 4,1 milhões de  $\text{km}^2$  de floresta e o restante de cerrado (SKOLE & TUCKER, 1993). Estes autores ressaltam que existe uma área de mais de 240.000  $\text{km}^2$  que é coberta por nuvens, que até hoje não foram classificadas. As múltiplas inter-

relações entre seus componentes bióticos e abióticos formam um conjunto de ecossistemas complexo e de um frágil equilíbrio (OLIVEIRA & AMARAL, 2004).

Existem inúmeros estudos e trabalhos científicos de classificação das formações vegetais no Brasil e na Amazônia. Oliveira e Amaral (2004) descreveram que a floresta pode ser dividida em dois grupos: floresta de terra-firme e florestas inundáveis. De acordo com Pires e Prance (1985), 80% da região é coberta por florestas de terra-firme e apenas 6% por florestas inundáveis, conhecidas como: várzeas e/ou igapós (BRAGA, 1979). Em termos de área: 200 mil km<sup>2</sup> de várzea e 100 mil km<sup>2</sup> de igapó (JUNK, 1993; HIGUCHI *et al.* 2006). O “Manual Técnico da Vegetação Brasileira”, elaborado pelo IBGE, publicado em 2012 (IBGE, 2012), descreveu quatro formações: Floresta Ombrófila Densa (FOD), Aberta (FOA), Estacional Sempre-Verde e Campinarana. De acordo com suas respectivas definições, as FODs são similares à definição de florestas de terra firme. Já a FOA Aluvial semelhante às florestas inundáveis: várzea e igapó.

Segundo Ribeiro *et al.* (1999), as florestas de terra-firme possuem três tipos de relevo: platô, vertente (ou encosta) e baixio. Platôs são áreas mais altas, com solos argilosos bem drenados, pobres em nutrientes, com dossel entre 35-40 metros, possuem uma biomassa maior e seu sub-bosque é caracterizado pela alta ocorrência de palmeiras. Vertentes são tipos florestais sobre a paisagem colinosa dessecada, seus solos são argilosos nas partes mais altas e arenosos nas partes mais baixas, seu dossel é menor, 25-35 metros e possui poucas árvores emergentes. Baixio são planícies aluviais ao longo dos igarapés, tem solos arenosos com acúmulo de sedimentos, dossel de 20-35 metros, raízes superficiais e fisionomia vegetal variada.

### 3.1.3. Legislação vigente

A Constituição da República Federativa do Brasil, de 1988, no Título VIII, Capítulo VI (Do Meio Ambiente) estabelece no art. 225 que todos os brasileiros têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao

Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações. Dentre os principais deveres do Estado, destaca-se: “preservar a diversidade e a integridade do patrimônio genético do País”. O parágrafo 4º do Art. 225 do Capítulo VI – Do meio ambiente – da Constituição estabelece que a floresta amazônica brasileira seja patrimônio nacional e a sua utilização far-se-á, na forma da lei, dentro de condições que assegurem a preservação do meio ambiente, inclusive quanto ao uso dos recursos naturais.

O novo Código Florestal brasileiro, a Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012, dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e altera três leis e revoga duas leis e uma medida provisória. O Código Florestal estabelece os limites e extensões das Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL) em todos os biomas do país. Para a Amazônia, fica estabelecido que toda e qualquer propriedade rural privada deve averbar 80% de sua área para a RL. Mas, apesar de focar principalmente na preservação da vegetação nativa do Brasil, também apresenta algumas diretrizes sobre o uso e a exploração dos produtos florestais. Também estabelece as regras e punições cabíveis para os passivos ambientais (degradação e desmatamento).

De acordo com o Código Florestal, a exploração econômica dos produtos da floresta só será admitida mediante o manejo sustentável. As principais diretrizes legais que regem os Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) são: Instrução Normativa (IN) nº 05 de 11 de dezembro de 2006 e a Resolução nº 406 de 2 de fevereiro de 2009 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). A IN 05/2006 dispõe sobre procedimentos técnicos para elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de PMFS nas florestas primitivas e suas formas de sucessão na Amazônia Legal, e dá outras providências. A Resolução do CONAMA 406/2009 estabelece parâmetros técnicos a serem adotados na elaboração, apresentação, avaliação técnica e execução de PMFS com fins madeireiros, para florestas nativas e suas formas de sucessão no bioma Amazônia. De acordo com as diretrizes para PMFS Pleno (escala empresarial), fica estabelecido o ciclo de corte máximo de 35 anos, a intensidade de exploração de  $30,0 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$  e o diâmetro mínimo de corte (DMC), determinado em 50,0 cm. Para PMFS de menor escala (comunitária), o ciclo e a intensidade de corte são reduzidos (10 anos e 10,0

$\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$ ). Atualmente, com a implantação do Cadastro Ambiental Rural (CAR), só as propriedades com o CAR terão os seus projetos de manejo analisados.

As diretrizes legais também estabelecem requisitos técnicos mínimos, como: a identificação botânica obrigatória de todas as espécies inventariadas na área; estimativa do volume de madeira por meio de equações volumétricas específicas (IN nº 30 de 31 de dezembro de 2002); e execução de inventários florestais dentro das normas técnicas estabelecidas pelo órgão competente.

*“Resolução CONAMA nº 406/09 - Art. 20. É obrigatória a adoção de procedimentos técnico-científicos para a identificação botânica das espécies florestais manejadas, de modo a garantir identidade entre seus nomes científicos e nomes vulgares praticados na UMF.”*

*“Instrução Normativa nº 30/02 - Art. 1º O IBAMA aceitará o cálculo do volume geométrico das árvores em pé, através da equação de volume que utiliza o fator de forma médio para a Amazônia de valor igual a 0,7 ou equações de volume de árvores em pé desenvolvidas especificamente para as áreas submetidas aos PMFS. Parágrafo único. A partir de dois anos decorridos da data de publicação desta Instrução Normativa-IN, só será aceito pelo IBAMA o cálculo do volume de árvores em pé, mediante equação de volume desenvolvida, especificamente, para esse fim na área de abrangência sobre a qual é proposto o PMFS.”*

No Código Florestal, fica estabelecido que o Poder Público (por meio do seu órgão competente) tem como dever conter o desmatamento. Ao tomar conhecimento do desmatamento em desacordo com o disposto nesta Lei, deverá embargar a obra ou atividade que deu causa ao uso alternativo do solo, como medida administrativa voltada a impedir a continuidade do dano ambiental, propiciar a regeneração do meio ambiente e dar viabilidade à recuperação da área degradada (Lei 12.651/12). Ainda, o art. 50 do Decreto no 6.514, de 22 de julho de 2008, prevê multas referentes a autuações vinculadas a desmatamentos em áreas onde era vedada a supressão, que foram promovidos sem autorização ou licença. A multa pode girar em torno de R\$ 5.000,00 por hectare degradado ou desmatado (valendo para execução de PMFS sem prévia autorização).

Como programa de incentivo para contenção do desmatamento e da degradação florestal, o Código Florestal e a Política Nacional sobre a Mudança do Clima (Lei nº 12.187 de 29 de dezembro de 2009) estabelecem o pagamento por serviços ambientais prestados pela floresta. Desses serviços, o principal (e até o presente momento, o único a ser valorado) é o sequestro e manutenção dos estoques de carbono. O mercado, vislumbrado e incentivado

pelas leis 12.651/12 e 12.187/09, tem em sua essência a manutenção da floresta em pé por meio de projetos de manejo sustentável e geração de créditos de carbono. O crédito de carbono é definido como uma tonelada métrica de dióxido de carbono equivalente (1 tCO<sub>2</sub>.eq).

Na Amazônia, apenas os estados do Acre (Lei nº 2.308 de 22 de outubro de 2010), Amazonas (Lei nº 3.135 de 5 de junho de 2007) e Tocantins (Lei nº 1.917, de 17 de abril de 2008) possuem uma legislação específica para as questões climáticas. Em todas está estabelecido o pagamento por créditos de carbono gerado por meio de projetos de reflorestamento, recuperação de áreas degradadas e manutenção de florestas naturais em pé. No âmbito nacional, o projeto de lei que estabelece a Política Nacional dos Serviços Ambientais está em processo de análise a aprovação desde sua submissão na Câmara de Deputados, em 2007.

#### 3.1.4. Uso tradicional da terra

Os principais usos da terra amazônica são: agropecuária, exploração seletiva de madeira, produção de energia (hidrelétricas, petróleo e gás natural) e extrativismo. De acordo com Fearnside (2006), a floresta amazônica tem sido desmatada ao norte do Estado do Mato Grosso e partes do sul e leste do Estado do Pará para, principalmente, implantação de grandes fazendas de pecuárias pouco produtivas. O modelo mais comum do uso da terra na região é muito bem descrito por Soares-Filho *et al.* (2006). O processo se inicia com a acessibilidade, por meio da abertura de ramais, rodovias ou estradas. Estas vias são em sua grande maioria para viabilizar a exploração seletiva de madeira, caracterizada por um sistema rústico, inadequado, antiquado e limitado a poucas espécies (ASNER *et al.* 2005). Em seguida, depois de exaurir o estoque de madeira aproveitável, a vegetação remanescente é substituída por pasto para criação de gado ou, mais recentemente, cultivos agrícolas (soja, por exemplo) (SOARES-FILHO *et al.* 2006).

Além da substituição da floresta para outros fins, existe desmatamento para projetos rodoviários, tais como a reconstrução das rodovias BR-163 e BR-

319, o que implica na abertura de áreas grandes de floresta (FEARNSIDE, 2006). As intensas explorações de madeira também são responsáveis por grandes áreas desmatadas. Asner *et al.* (2005) afirmaram que a exploração seletiva de madeira pode acrescentar até 123% ao desmatamento da Amazônia, baseado em estudos realizados sobre as safras de madeira de 1999 a 2002. Isto quer dizer que a exploração seletiva de madeira é pré-investimento aos projetos agropecuários substituindo, inclusive, os extintos incentivos fiscais. Higuchi (2006) concluiu que a exploração seletiva tem estreita correlação com o desmatamento ( $r = 0,99$ ,  $p < 0,00001$ ).

Segundo dados históricos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) a média anual da área desmatada na Amazônia, até 2013, foi de 15.265 km<sup>2</sup> ( $\pm 2.531$  km<sup>2</sup>) (INPE, 2014). A dinâmica do desmatamento na Amazônia durante o período de 1988-2013 é apresentada na Figura 01. As taxas têm picos cíclicos, sem uma definição clara do motivo para os altos e baixos. Logo após a primeira avaliação oficial em 1989, quando o mundo foi surpreendido com a fantástica taxa anual de 21.130 km<sup>2</sup>, a reação do Brasil foi introdução de várias medidas para contenção do desmatamento na Amazônia, entre elas, o Programa Nossa Natureza.

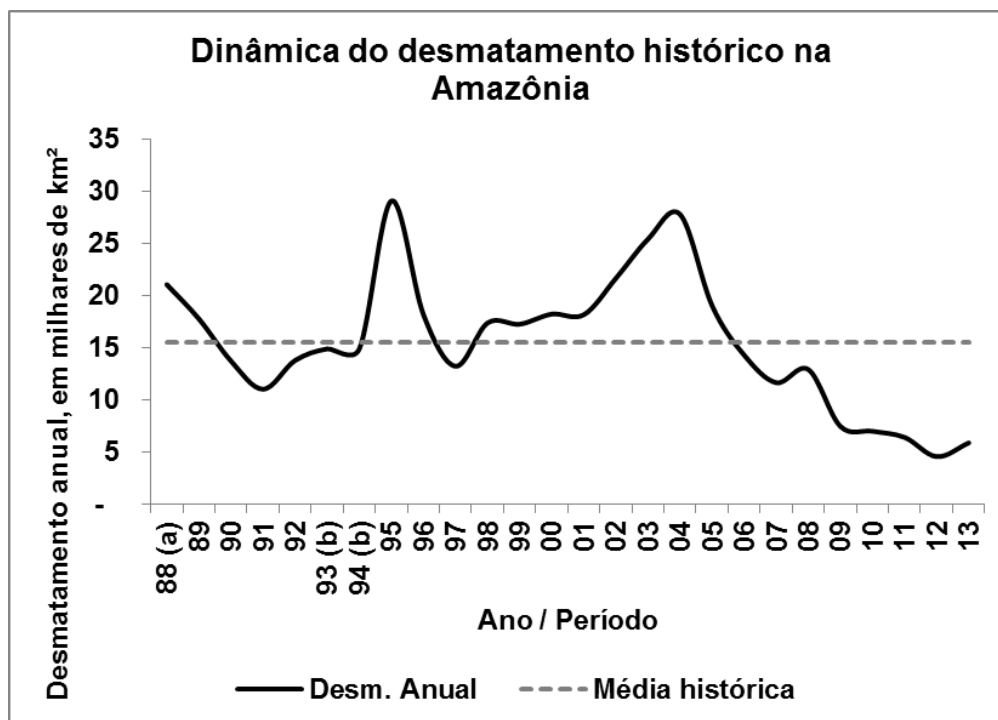


FIGURA 01 - DINÂMICA DO DESMATAMENTO ANUAL NA AMAZÔNIA, EM KM<sup>2</sup>.  
 FONTE: Adaptado de PRODES (2014).

Durante o Governo Collor, antecedendo a Rio-92, praticamente todos os incentivos fiscais para projetos de desenvolvimento na Amazônia foram extintos. Com o Programa Nossa Natureza e mais as medidas do Governo Collor, o desmatamento foi reduzido substancialmente. A partir de 1992, com o afrouxamento no cumprimento da legislação ambiental combinado com consolidação do Plano Real, as áreas desmatadas voltaram a crescer, com um pico de 29.059 km<sup>2</sup>, em 1995. Novamente o Governo Brasileiro toma medidas duras para conter o desmatamento com a edição de uma medida provisória, em 1996 (válida até 2004 com 67 reedições), que alterou a área permitida de corte raso, de 50% para 20%. Ao final do Governo FHC, um novo pico de 23.266 km<sup>2</sup> ocorreu em 2002. No Governo Lula um pico importante de 27.200 km<sup>2</sup> ocorreu em 2004. Nos últimos cinco anos, o desmatamento anual na região vem caindo drasticamente (INPE, 2014).

O desmatamento acumulado na Amazônia era de 765.362 km<sup>2</sup> até 2013, que corresponde a, aproximadamente, 15% da Amazônia. Em outras palavras, a Amazônia já desmatou 3,8 vezes o Estado do Paraná. Higuchi (2006) tentou correlacionar desmatamento e incremento do PIB nacional e concluiu que os sinais são fracos ( $r = 0,36$ ,  $p = 0,17$ ) para afirmar que existe correlação entre estas variáveis. Por falta de política florestal na Amazônia, o desmatamento tem tido um comportamento estocástico, concluiu Higuchi (2006).

Grande parte desse desmatamento ainda é feita sem autorização do órgão ambiental responsável, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama), ou seja, desmatamentos ilegais. A Figura 02 mostra a relação entre desmatamento autorizado e não autorizado durante o período de 1997 a 2004 (HIGUCHI, 2006). Durante este período, o máximo que se conseguiu foi 42% em 2000, ou seja, 42% da área desmatada naquele ano foi autorizada pelo Ibama. Nos últimos três anos avaliados (2002, 2003 e 2004), a autorização não alcança 10% daquilo que foi, de fato, desmatado.

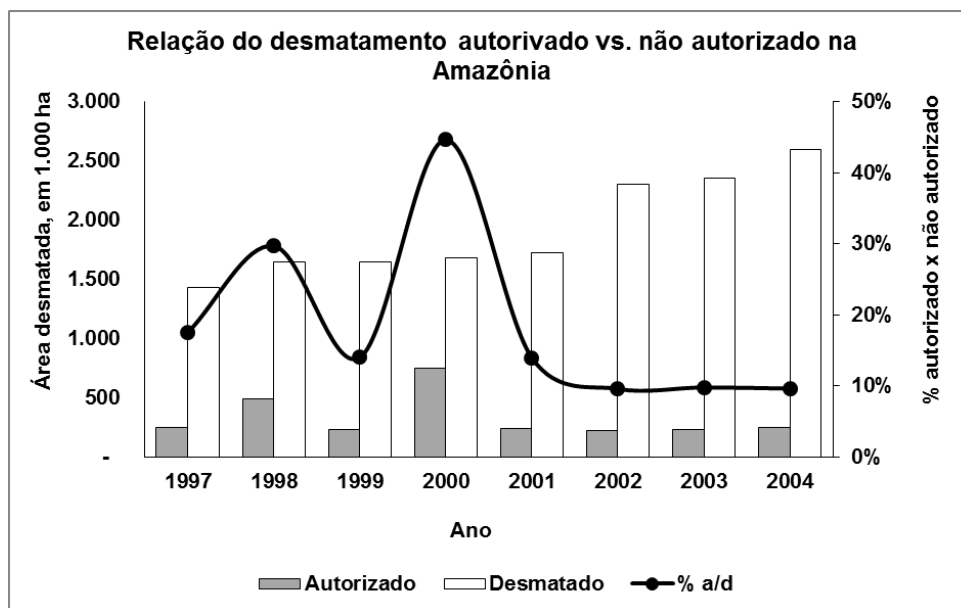


FIGURA 02 - RELAÇÃO (%) ENTRE DESMATAMENTO AUTORIZADO E NÃO AUTORIZADO NA AMAZÔNIA BRASILEIRA.

FONTE: Adaptado de Higuchi (2006); INPE (2014); IBAMA (2006).

Com base nas estimativas médias de Saatchi *et al.* (2011), o desmatamento na Amazônia no período de 2009 a 2013, emitiu em média 282,1 MtCO<sub>2</sub>.eq por ano para a atmosfera. Esta emissão representa 23% do total das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE), em dióxido de carbono equivalente, do Brasil do ano de 2010. A considerar que a região amazônica, como um todo, tem uma contribuição de pouco mais de 5% no PIB nacional<sup>7</sup>, o desmatamento na região possui uma relação custo x benefício nada interessante.

### 3.2. MERCADO DE MADEIRA DURA TROPICAL, NO MUNDO E NA AMAZÔNIA

De acordo com o Relatório Anual de 2012, elaborado pela Organização Internacional de Madeira Tropical (ITTO, em inglês, 2012), em 2011 foram produzidos um total de 173,6 milhões de m<sup>3</sup> de madeira tropical, em tora.

7

[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/contasregionais/2012/default\\_xls\\_2002\\_2012.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/contasregionais/2012/default_xls_2002_2012.shtm)



Entretanto, o volume de madeira negociada entre importação e exportação é baixo, girando em torno de 14,7 e 12,5 milhões de m<sup>3</sup>, respectivamente. Mesmo sendo baixo o volume de madeira comercializado internacionalmente, o mercado movimenta pouco mais que 5,1 bilhões de dólares (US\$) nas importações e gera aproximadamente US\$ 3,4 bilhões para os exportadores.

Dos demais produtos derivados da tora tropical (serrados, laminados e compensados), a proporção entre produzido e comercializado é menos discrepante. O mercado de madeira serrada produziu 44,8 milhões de m<sup>3</sup>, exportando 10,4 milhões gerando uma receita de US\$ 4,2 bilhões. Em 2011, a produção de laminados foi que apresentou o melhor valor de mercado, com uma média de US\$ 1,1 mil por m<sup>3</sup>. Este setor produziu 4,7 milhões de m<sup>3</sup> e movimentou US\$ 892 milhões para 800 mil m<sup>3</sup> em exportações. Por fim, os aglomerados de madeira (compensados) geraram uma receita de aproximadamente US\$ 3,6 bilhões por 6 milhões de m<sup>3</sup> exportados.

Os principais produtores de madeira tropical estão localizados no Sudeste Asiático. De acordo com ITTO (2012), Indonésia e Malásia ainda aparecem como um dos principais produtores de madeira tropical do mundo. No entanto, a Malásia vem perdendo espaço no mercado em virtude do aumento da produção da Índia e da presença da China no processamento da madeira, principalmente para laminados e compensados (ITTO, 2012). Mas, segundo as estimativas do *site* Mongabay<sup>8</sup> (2014), a cobertura florestal madura destes países representa apenas uma fração do original. A Malásia, por exemplo, possui pouco mais de 18% das florestas primárias originais, a Índia 25% e a Indonésia aproximadamente 50%.

De acordo com o Relatório Anual de 2012 (ITTO, 2012), o Brasil sempre figura entre os principais produtores. É o segundo maior produtor de madeira tropical em tora, com uma produção aproximada de 30,8 milhões de m<sup>3</sup>, ficando atrás apenas da Indonésia. O Brasil é o principal produtor de madeira serrada, com uma produção em torno de 16,1 milhões de m<sup>3</sup>, seguido pela Índia com 4.9 milhões. A produção brasileira de laminados, em torno de 300 mil m<sup>3</sup>, é a maior da América Latina e a quinta mundial. Mesmo com uma

---

<sup>8</sup> [www.mongabay.com](http://www.mongabay.com)

queda brusca na produção de compensados, o Brasil ainda é o quinto maior produtor do mundo tropical.

No entanto, a participação do Brasil no mercado internacional é ainda muito tímida. Apenas no cenário de madeira serrada, o Brasil aparece entre os principais exportadores, mas apresentando uma queda de mais de 55% de 2011 para 2012 (ITTO, 2012). Isso pode ser justificado pelo mercado interno brasileiro. De acordo com a ITTO, 95% de toda a produção nacional é consumida internamente, o que poderia ser um fato interessante para movimentar a economia local e gerar desenvolvimento para a região como um todo. Porém, não é este cenário que os números mostram.

Além dos problemas relacionados com acesso aos recursos florestais e com a baixa tecnologia de madeira, a Amazônia tem também problemas com estatísticas do setor florestal. Estatísticas sistematizadas confiáveis e atualizadas sobre a produção de madeira amazônica ainda não estão disponíveis. Higuchi *et al.* (2006) levantaram fontes oficiais, de organismos multilaterais e de organizações não governamentais para se chegar a uma produção anual de madeira em tora da Amazônia. Os autores assumiram uma produção anual igual a, aproximadamente, 25 milhões de m<sup>3</sup> de madeira em tora. Lentini *et al.* (2005) informaram que o setor madeireiro da região extraiu, em 2004, 24,5 milhões de m<sup>3</sup> de madeira em tora, o equivalente a cerca de 6,2 milhões de árvores. Este estoque gerou 10,4 milhões de m<sup>3</sup> de madeira processada (tábuas, produtos beneficiados, laminados, compensados e outros).

A estimativa de Nepstad *et al.* (1999) para a safra de 1996-97 foi de 27,8 milhões de m<sup>3</sup> de madeira em tora. Este trabalho cobriu 55% de todas as indústrias madeireiras em operação naquela safra sendo, por esta razão, um dos mais completos e confiáveis. A estimativa da área envolvida na produção de madeira foi outra importante informação deste trabalho, que foi entre 900 mil a 1,5 milhão de hectares. Só a Amazônia (considerando os Estados da região Norte e os Estados Maranhão e Mato Grosso) produziu 14,6 milhões de m<sup>3</sup>, gerando quase R\$ 1,3 bilhão. Baseado no PIB regional de 2003, o faturamento do setor florestal em 2004 corresponderia a pouco mais de 1%. Destaque para o Estado do Pará, que foi o maior produtor da região com, aproximadamente, 9,9 milhões de m<sup>3</sup> e gerou cerca de R\$ 960 milhões.

Das estatísticas mais recentes, as principais fontes são: o Serviço Florestal Brasileiro (SFB) e o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE)<sup>9</sup>. Segundo o IBGE<sup>9</sup>, em 2011 a produção de madeira, em tora, no Brasil foi de quase 50 milhões de m<sup>3</sup>, girando em torno de R\$ 4,2 bilhões. Destes, aproximadamente 9,7 milhões de m<sup>3</sup> (19%) com origem da Amazônia, sendo que o Pará foi o maior produtor (59%) e o Amazonas o quarto com uma produção estimada em 680 mil m<sup>3</sup> (7% do total). Para o mesmo ano, o Serviço Florestal Brasileiro<sup>10</sup> (SFB, 2011), estima que tenham sido produzidos, aproximadamente 5,8 milhões de m<sup>3</sup> de madeira serrada no país (Amazônia e demais polos madeireiros). A contar pela mesma participação da região amazônica, é possível supor que a Amazônia tenha produzido aproximadamente 870 mil m<sup>3</sup> de madeira serrada.

### 3.2.1. Produção madeireira e indicadores de sustentabilidade do Amazonas

Como está sendo produzida a madeira na Amazônia é a grande preocupação. Com base em informações coletadas no Sistema Integrado de Controle e Monitoramento dos Recursos Naturais e Florestais (Sisprof) do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais (IBAMA), em 1997, 1998, 2000 e 2001, a madeira da região tem as seguintes procedências: 17% são de PMFS (planos de manejo florestal sustentável), 20% de desmatamento autorizado e 63% são ilegais (HIGUCHI, 2006). Higuchi *et al.* (2006) realizaram duas análises estatísticas, uma buscando relacionar a produção de madeira na Amazônia com PIB per capita da Amazônia Legal, onde essa análise revelou um  $r = 0,17$  ( $p = 0,999$ ) e, a segunda, mostrando uma correlação quase perfeita entre produção de madeira e desmatamento ( $r = 0,99$ ,  $p < 0,0001$ ).

---

9

[ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao\\_Agricola/Producao\\_da\\_Extracao\\_Vegetal\\_e\\_da\\_Silvicultura \[anual\]/2011/pdf/tab02\\_madeiras.pdf](ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Agricola/Producao_da_Extracao_Vegetal_e_da_Silvicultura_[anual]/2011/pdf/tab02_madeiras.pdf)

<sup>10</sup> <http://www.florestal.gov.br/snif/producao-florestal/producao?print=1&tmpl=component>

Uma evidência que corrobora com a afirmativa de Higuchi (2006) é a contribuição do setor primário e, especificamente, do setor florestal no PIB nacional e regional e o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) dos estados produtores de madeira. No ano de 2011, a região Norte contribuiu com apenas 5,4% do PIB nacional. Na região, os dois principais estados são Amazonas (AM) e Pará (PA), representando 29% e 40% do PIB da região, respectivamente (IBGE, 2014<sup>11</sup>). O setor primário (agropecuária e exploração mineral) apresenta uma contribuição significativa na economia do estado do Pará, com 30,3%, já no Amazonas, a participação é de 8,3%. Considerando apenas a agropecuária (supondo que o setor florestal esteja incluso no mesmo), esta participação despenca no PA para 5,5% e no AM 5,7%. De acordo com a estimativa do IBGE<sup>9</sup> (2011) da receita gerada pela produção de madeira nos respectivos estados, é possível apontar que o setor florestal contribuiu com apenas 1,3% do PIB do Pará e apenas 0,1% do PIB amazonense.

Em termos de IDH, o Brasil apresenta uma média nacional de 0,744. Dos principais estados do Norte brasileiro, esperava-se que o IDH do Pará fosse, também, superior ao do Amazonas, uma vez que o PIB do estado paraense é quase 40% superior ao seu vizinho. No entanto, o IDH do Amazonas ocupa a 18ª posição (de 27 estados) com 0,674, enquanto o Pará o 24º (0,646). Ainda, o PIB *per capita* do Amazonas, incluindo a participação do Polo Industrial de Manaus, foi de R\$ 17.855,00, já o do Pará: R\$ 11.678,00.

Em síntese, a produção de madeira tem um papel importante no processo de desmatamento e é concentradora de renda. Nestas condições, a madeira deixa de ser oportunidade para a região amazônica e passa a ser uma ameaça à integridade dos seus ecossistemas. Esta situação piora no momento que o mercado internacional de madeira tropical se volta para a Amazônia. Segundo Higuchi *et al.* (2006), a região não está preparada para substituir os dois principais abastecedores (Indonésia e Malásia), apesar dos seus 360 milhões de hectares de florestas densas, principalmente devido ao nível dos projetos desenvolvidos pelo mercado.

---

11

[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/contasregionais/2012/default\\_xls\\_2002\\_2012.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/contasregionais/2012/default_xls_2002_2012.shtm)

### 3.2.2. Projetos de Manejo Florestal Sustentável na Amazônia

De acordo com um trabalho conjunto entre SFB e o Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (IMAZON), publicado em 2010 (Hummel *et al.* 2010), no ano de 2009 foram registradas mais de 2.200 empresas madeireiras na Amazônia Legal. Não há nenhuma literatura atual neste tema. Das principais empresas deste setor na Amazônia apenas os Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) para a concessão da Floresta Nacional (Flona) do Jamari estão disponíveis em sua íntegra: AMATA e Madeflona. Para os PMFS das outras áreas em processo de concessões apenas seus resumos públicos foram divulgados pelos proponentes.

Nestes resumos, não há muita informação específica disponível. Fonte dos dados e descrição das análises técnicas não estão disponíveis. Dos planos disponíveis, ambos foram divulgados pelo *site* do SFB para consulta. No projeto não há uma descrição da forma como o volume de madeira é estimado por unidade de área, qual equação é utilizada e como as estimativas foram calculadas. Ainda, ambos os PMFS foram embasados em dados do inventário florestal amostrado, realizado pelo extinto Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF) em 1983. As estimativas dos estoques foram divulgadas pelo próprio edital da licitação da concessão da Flona do Jamari (Edital 001/2007).

No PMFS da Madeflona e da AMATA, está descrito como será realizado o inventário pré-exploratório. Identificação botânica, registro da qualidade de fuste das espécies, marcação das árvores com placas, observação de ocos e as estimativas das alturas. Mas, não está descrito como será estimado o volume de madeira comercial propriamente dita. Portanto, é possível assumir que o projeto ainda confia nas informações de 1983.

Outro aspecto fundamental de PMFS é a identificação botânica acurada e precisa das espécies que compõe a floresta manejada. A obrigatoriedade da identificação é uma exigência legal, prevista na Resolução do CONAMA nº 406/2009. No entanto, a identificação botânica na Amazônia é

geralmente realizada por parataxonomistas (*mateiros*), por meio de características fenotípicas acessíveis no momento. No entanto, para a correta identificação é necessária confirmação de especialistas e presença de material reprodutivo (MORI & CUNHA, 1995).

### 3.3. MUDANÇAS DO CLIMA

Durante a Rio-92 foi discutido a preocupação do aumento das emissões antrópicas de gases de efeito estufa (GEE) para a atmosfera. Então, foi assinada e estabelecida a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC, em inglês). O principal objetivo da UNFCCC e de todo instrumento jurídico adotado pela Conferência das Partes (COP), é conseguir, de acordo com os dispositivos pertinentes à Convenção, a estabilização das concentrações de GEEs na atmosfera a um nível que impeça as interferências antrópicas no sistema climático. O desdobramento da Convenção é o Protocolo de Quioto, que foi assinado em 1997, no Japão. O IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima), subordinado a Organização Mundial de Meteorologia e Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, é o braço científico dos dois instrumentos. A COP, com apoio do SBSTA (Corpo Subsidiário para Aconselhamentos Científico e Tecnológico) é a última instância dos dois instrumentos.

A queima de combustíveis fósseis e a produção de cimento são os setores que mais contribuem para as emissões antrópicas, 78% do total (IPCC, 1990, 2007 e 2013). O uso e a mudança do uso da terra (LU-LUCF, em inglês), apesar de representarem apenas 12% das emissões globais, não podem ser ignorados (HIGUCHI *et al.* 2012). No Brasil, no período de 1990-2010, os setores: floresta e agricultura somaram 79% das emissões nacionais (MCTI, 2013). No setor da floresta, é possível associar as emissões ao desmatamento da Amazônia. No entanto, as incertezas associadas às estimativas das emissões LU-LUCF são substancialmente maiores (aproximadamente 5 vezes) que as incertezas dos setores da queima de combustíveis fósseis e produção de cimento (IPCC, 2013). Na Amazônia, as incertezas podem ser atribuídas ao

monitoramento da área florestal, degradada e desmatada, devido à presença de nuvens (SKOLE & TUCKER, 1993); às estimativas médias dos estoques (FEARNSIDE, 1996; BROWN, 1997; HOUGHTON, 1997; 2005; HOUGHTON *et al.* 2000; HOUGHTON *et al.*, 2001; EVA *et al.* 2003; FEARNSIDE & LAURANCE, 2003; MALHI *et al.* 2006; SAATCHI *et al.* 2007) e às extrapolações (SAATCHI *et al.* 2011; BACCINNI *et al.* 2012).

### 3.3.1. As florestas e as mudanças do clima

As florestas, agricultura e outros sistemas, que podem absorver e armazenar carbono, são chamados de “sumidouros”. O Protocolo de Quioto reconhece a importância deles ao incluir a preservação e desenvolvimento de “sumidouros” como passos que uma Parte do Anexo B<sup>12</sup> pode tomar para alcançar a sua meta de emissões. Enquanto que a inclusão de “sumidouros” pode ter um impacto positivo sobre a proteção da atmosfera e das florestas, a linguagem do Protocolo é ambígua e cria tanto incentivos como desincentivos ao manejo florestal sustentável. Em particular, o Protocolo poderia promover a exploração (talvez, a eliminação) de floresta madura, em favor de outros tipos de uso do solo (reflorestamento ou manejo de capoeiras) que podem sequestrar CO<sub>2</sub>. As Partes concordaram em resolver esta ambiguidade desenvolvendo manuais para avaliação de sumidouros.

Por conta disso, o IPCC preparou o Relatório Especial para subsidiar a COP na tomada de decisões quanto às questões relacionadas com estoques e mudanças de estoques de Carbono, mais precisamente sobre os artigos 3.3 (atividades relacionadas com florestamento, reflorestamento e desmatamento) e 3.4 (atividades adicionais induzidas por ações antrópicas) do Protocolo. O Relatório iniciou-se em janeiro/99 e foi submetido para aprovação durante a XVI Plenária do IPCC, em maio/2000, em Montreal, Canadá. Este relatório,

---

<sup>12</sup> Anexo B: países do G-8, Austrália, Áustria, Bélgica, Bulgária, Croácia, Rep. Checa, Dinamarca, Estônia, Finlândia, Grécia, Hungria, Irlanda, Letônia, Liechtenstein, Lituânia, Luxemburgo, Mônaco, Países Baixos, Nova Zelândia, Noruega, Polônia, Portugal, Romênia, Eslováquia, Eslovênia, Espanha, Suécia, Suíça e Ucrânia.

entre outras coisas, aborda as implicações de diferentes definições, métodos de avaliação de emissão e sequestro de carbono e questões relacionadas com a contabilidade dos negócios com o carbono. Na COP 6,5 (Bonn, julho/2001) ficou acordado que reflorestamento e florestamento entram no MDL e o manejo florestal ficou pendente. O manejo florestal só foi reconhecido no MDL na COP 9 (Roma, 2003). No entanto, as florestas tropicais continuavam de fora, até a COP 14 (Poznan, 2008), quando o REDD finalmente foi reconhecido.

As metodologias no Guia de Boas Práticas 2003 (em particular, no Capítulo 3, denominado Guia de Boa Prática para o Setor Uso da Terra e Floresta – *LUCF Sector Good Practice Guidance*) são organizadas por categoria de uso da terra (seis seções), por grandes reservatórios de carbono, gases não-CO<sub>2</sub> e por três *tier* (categorias). A abordagem *tier* 1 emprega o método básico contido no Guia Revisado do IPCC e os fatores de emissão *default* contidos no Guia IPCC 1995, com atualizações apresentadas no Guia de Boas Práticas 2003. As metodologias *tier* 1 normalmente utilizam dados de atividade que são espacialmente grosseiros, tais como estimativas nacionais ou globais de taxas de desflorestamento, estatísticas de produção agrícola e mapas globais de cobertura da terra.

O *tier* 2 pode utilizar a mesma abordagem metodológica do *tier* 1, mas aplica fatores de emissão e dados de atividade que são definidos pelo país para as atividades e usos da terra mais relevantes. O *tier* 2 pode também aplicar metodologias para estimativas de mudanças no estoque de carbono baseadas em dados específicos do país. Normalmente os dados de atividade têm melhor resolução do que os utilizados no *tier* 1. No *tier* 3, métodos de mais alta ordem são utilizados, incluindo modelos e sistemas de mensuração para inventários, adaptados para as circunstâncias nacionais, repetidos no tempo e baseados em dados de atividade de alta resolução e desagregados em escala subnacional até malhas finas.



### 3.3.2. Projetos REDD+

Em 2005 em Montreal (Canadá), durante a COP 11 a Coalisão de Países com florestas Tropicais (CfRN, em inglês), por intermédio dos governos de Papua Nova Guiné e Costa Rica, incluíram formalmente na agenda de discussões um mecanismo de viabilização de Redução das Emissões via Desmatamento em países em Desenvolvimento (REDD). No documento constavam seis pontos principais, foram eles:

- i. O desmatamento e a degradação florestal nos trópicos colaboram substancialmente para as emissões de GEE;
- ii. A Convenção não prevê um mandato nem um incentivo para a redução de emissões por desmatamento tropical;
- iii. Para os países tropicais em desenvolvimento, não há outra forma de se comprometer ao Protocolo de Quioto, se não pela redução das emissões do desmatamento;
- iv. Na ausência de um fluxo de receita para a manutenção da floresta em pé, governos, comunidades e países tropicais não tem nenhum incentivo para reduzir o desmatamento;
- v. Os países tropicais estariam dispostos a se responsabilizar pelas suas emissões via desmatamento, mediante ao acesso, justo e equitativo, do mercado de créditos de carbono;
- vi. A estabilidade climática duradoura dependerá da expansão equitativa dos sistemas de mercado iniciados na sequência do Protocolo de Quioto que facilitem e integrem ativamente a participação de países em desenvolvimento.

Porém, só na COP 18 em 2012, foi decidido levar a cabo um programa de trabalho sobre os resultados baseados em finanças, para avançar para a plena implantação das atividades referidas políticas de abordagem do REDD. Este programa foi concluído na COP seguinte (Varsóvia, 2013). Nele ficou acordado e decidido entre outras: os países em desenvolvimento que desejarem se beneficiar dos recursos financeiros do REDD, deverão apresentar o sumário mais recente das salvaguardas da “decisão 1/CP.16,

apêndice I, parágrafo 2”<sup>13</sup>. O tempo levado para a aprovação do REDD pode ser visto como um ponto positivo na luta contra o desmatamento insustentável nas florestas tropicais. É possível concluir que: os que se beneficiam desse cenário levam o REDD suficientemente a sério, a ponto de criarem enormes dificuldades e ‘conspirarem’ contra (ANGELSEN *et al.* 2013).

Com o endosso da Organização das Nações Unidas (ONU), foi incorporado à ideia do REDD conceitos de sustentabilidade e outras formas de uso da terra, como a “degradação florestal”. Foi então, quando foi acrescido à sigla o sinal positivo (+), assim, surgiu o REDD+. Os princípios permaneceram os mesmos, geração de créditos de carbono por meio do desmatamento e degradação florestal evitado.

Projetos REDD+ possuem como premissa a implantação de projetos de sustentabilidade para a valorização e valoração das florestas em pé. Neste contexto, a nova versão de REDD inclui também as esferas sociais e manejo. Um dos principais aspectos destes projetos é a estimativa dos estoques de biomassa e carbono florestal, com níveis de incertezas conhecidos e preferencialmente baixos. Considerando uma metodologia confiável, auditável e replicável. Outros aspectos do REDD+ são:

i. Projeção de cenários futuros, chamada de “Linha de Base”

Com base na dinâmica histórica do uso da terra, projetos de REDD+ devem demonstrar, por meio de modelos probabilísticos, que na sua ausência a floresta, presente na área alvo, seria degradada ou desmatada dentro de um determinado período de tempo.

ii. Adicionalidade

Um projeto REDD+ precisa demonstrar que, além de geração de créditos de carbono, irá agregar valores à área alvo, seu entorno e contribuirá para a melhoria da qualidade de vida das comunidades que vivem e dependem da floresta.

iii. Vazamento

A implantação de um projeto REDD+, em teoria, implica na contenção do desmatamento em uma determinada área específica. No entanto, as forças e vetores de degradação tendem a continuar suas atividades, buscando evitar

---

<sup>13</sup> <http://unfccc.int/resource/docs/2010/cop16/eng/07a01.pdf#page=12>

ou contornar a área do projeto. O “vazamento” é caracterizado pelo desmatamento ocorrido em função do projeto REDD+ em outro local. Assim, a geração de crédito não pode ocorrer se este vazamento não for contido, caso contrário o projeto estaria apenas realocando a localização do desmatamento e da degradação florestal.

iv. Estimativas dos estoques de carbono

Para estimativa do potencial de geração de créditos de carbono, é necessário estimar os estoques de carbono, por unidade de área, de forma confiável, replicável e auditável. Estas estimativas podem ser realizadas dentro de três camadas (*tiers*, em inglês). A primeira, chamada de *Default*, seria o método menos preciso. São utilizados estudos secundários, medidas padronizadas etc. A segunda camada, leva em consideração estudos específicos “in-loco” na área do projeto, mas sua extrapolação ainda é por meio aritmético. A terceira e mais robusta, são os estudos que consideram equações alométricas, modelagem de sensoriamento remoto e um sistema de informações geográficas complexo.

v. Monitoramento

Acompanhamento das atividades do projeto, monitoramento da cobertura florestal, análise da dinâmica dos estoques de carbono e atualizações dos principais aspectos do projeto, como a Linha de Base.

### 3.3.3. Mercado de Créditos de Carbono

De acordo com Kossoy e Guidon (2012), o mercado mundial de créditos de carbono movimentou aproximadamente 10,3 bilhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente (GtCO<sub>2</sub>.eq), gerando uma receita em torno de US\$ 176 bilhões, sendo que aproximadamente 0,8% foram originados do mercado voluntário. Peters-Stanley *et al.* (2013) apresentaram que no ano de 2012 negócios do mundo inteiro financiaram 162 projetos de manejo enfatizando a preservação e/ou o reflorestamento de milhares de hectares de florestas. Entretanto, apenas 30 (18,5%) foram desenvolvidos na América Latina, principalmente no Brasil e Peru.

O mercado de créditos de carbono florestais movimentou um volume de 28 milhões de toneladas de CO<sub>2</sub>.eq (MtCO<sub>2</sub>.eq) em 2012, gerando uma receita de aproximadamente US\$ 216 milhões. O valor médio do crédito de carbono, no geral, girou em torno de US\$ 7,7/tCO<sub>2</sub>.eq. A grande parte (aproximadamente 70% do total) destes créditos foi comercializada entre o setor privado, sendo que 71% destes foram pelo mercado voluntário (71%).

Os dois principais tipos de projetos contemplam atividades de REDD e Reflorestamento ou Florestamento (R/F), combinados corresponderam com 60% (8,6 MtCO<sub>2</sub>.eq cada) do volume de créditos gerados em 2012. Projetos, e seus respectivos créditos, de REDD vêm caindo desde 2010, quando atingiram um pico máximo de 19,5 MtCO<sub>2</sub>.eq, correspondente à quase 70% de todo o mercado. Em contrapartida, o número de projetos e o volume de créditos de carbono vindos de “Manejo Florestal Melhorado”<sup>14</sup> quase que dobraram de 2010 para 2012 (2,8 para 5,1 MtCO<sub>2</sub>.eq, respectivamente). Atualmente correspondem à 18% do mercado; além disso o valor do crédito de carbono de projetos de “Manejo Melhorado” (US\$ 10,4/tCO<sub>2</sub>.eq) foi 33% superior ao valor dos créditos oriundos de REDD (US\$ 7,8/tCO<sub>2</sub>.eq) e R/F (US\$ 7,3/tCO<sub>2</sub>.eq).

Uma das características básicas de projetos de geração de créditos de carbono florestais é a aplicação de metodologias de padrões disponíveis no mercado voluntário. De acordo com Peters-Stanley *et al.* (2013), 57% de todos os projetos de 2012 foram elaborados sob a chancela do “Voluntary Carbon Standards” (V-C-S). Projetos verificados e certificados pela “Chicago Climate Exchange” (CCX) ficaram em segundo lugar, com 14%.

De acordo com o *site* da V-C-S<sup>15</sup>, estão cadastrados 1.253 projetos no mundo inteiro das mais diversas categorias. Para o setor de Agricultura, Florestal e Uso da Terra (AFOLU), este número cai para só 102. Destes, 12 são projetos brasileiros, sendo que apenas um não está localizado na Amazônia. A participação do Brasil e da Amazônia como um todo no mercado de créditos de carbono florestal é muito pequena, uma mera fração (0,9%).

---

<sup>14</sup> Do inglês *Improved Forest Management*, no qual consiste em um projeto de exploração seletiva de madeira, com técnicas específicas para redução dos impactos da exploração na vegetação remanescente; indução do aumento do estoque de carbono; e minimizar as emissões devido aos tratamentos silviculturais.

<sup>15</sup> <https://vcsprojectdatabase2.apx.com/myModule/Interactive.asp?Tab=Projects&a=1&t=1>

Uma possível razão para esta relação é o fato da grande quantidade de propriedades sem documentação de titularidade completa e incontestável. Mas, ainda assim, não poderia ser a única: exigência de grandes propriedades; elegibilidade de cenários; potencial de estoques; adicionalidade do projeto; visibilidade e muitos outros fatores conspiram a favor da Amazônia. Em termos jurídicos, os estados amazônicos: Amazonas, Amapá, Mato Grosso, Tocantins e Acre já possuem legislação específica que regulamenta políticas de mudanças climáticas e mercado de créditos de carbono. O regulamento do mercado no Acre, em especial, é considerado o mais avançado do mundo. Portanto, ilegitimidade legal também não é um motivo real para o baixo número de projetos na região. Dessa forma, a qualidade dos projetos elaborados se torna o cerne na questão.

### 3.4. ESTIMATIVAS DAS VARIÁVEIS DE INTERESSE

#### 3.4.1. Volume de madeira

De acordo com Husch *et al.* (1972), existem duas formas básicas para determinar o volume de madeira de uma árvore: direta ou indireta. O primeiro é também chamado de destrutivo e possui dois métodos tradicionais, por meio de deslocamento de líquido ou cubagem rigorosa. O deslocamento de líquido (xilometria) é o mais preciso, mas pouco prático e de alto custo (devido ao tempo e mão de obra necessária para executar a atividade). A cubagem rigorosa consiste na subdivisão do tronco da árvore, considerando cada seção um cilindro perfeito, e seu volume calculado pela fórmula do cilindro.

Os principais métodos de cubagem rigorosa são Smalian, Huber, Newton e Hohenadl (MACHADO & FIGUEIREDO FILHO, 2006). A concepção da cubagem é reduzir ou eliminar o efeito da conicidade natural da árvore, por meio da divisão do fuste em seções menores. O volume é então determinado pela fórmula matemática do cilindro (Figura 03). O que diferencia um método do outro é a quantidade de seções e a posição de medida do diâmetro,

podendo ser: média das duas extremidades (Smalian); medida central (Huber); ou a média das medidas das extremidades e central (Newton). O método de Hohenadl é distinto pois divide o fuste em 10 ou 5 seções de tamanhos iguais, de acordo com o comprimento do tronco e a mensuração dos diâmetros segue o método de Huber.

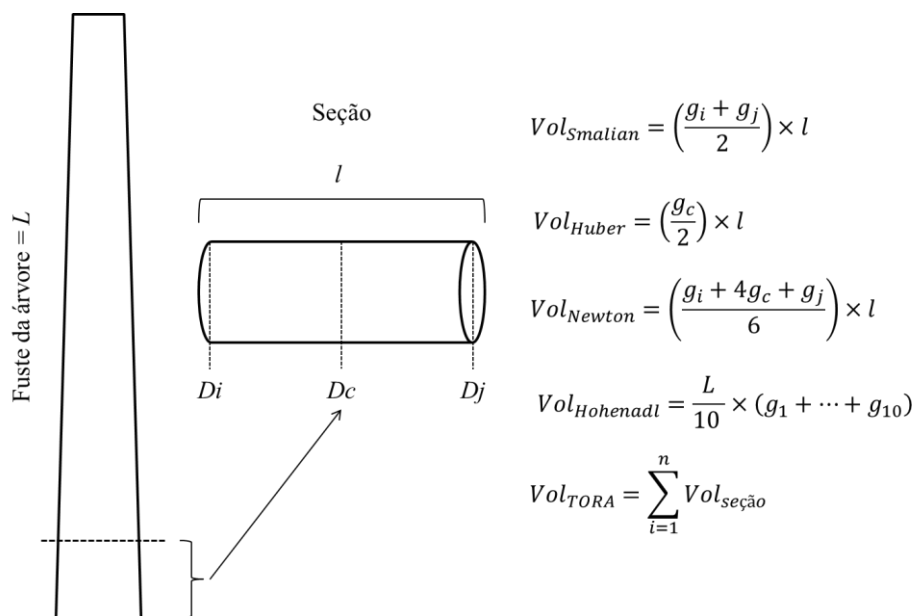


FIGURA 03 - ESQUEMA ILUSTRATIVO DO MÉTODO DE CUBAGEM RIGOROSA E SUAS RESPECTIVAS FÓRMULAS MATEMÁTICAS, POR AUTOR.

NOTA:  $D_i$  e  $D_j$  = diâmetro das extremidades de cada seção;  $D_c$  = diâmetro central de cada seção;  $g$  = área transversal de cada seção.

FONTE: Adaptado de MACHADO & FIGUEIREDO FILHO (2006).

A partir da cubagem rigorosa, são ajustadas equações alométricas para estimativa do volume de árvores em pé, por meio da mensuração de variáveis dendrométricas de fácil obtenção, como o diâmetro à 1,30 m do solo (DAP) e as alturas, de fuste ou total, ( $H_t$  e  $H_f$ , respectivamente). O ajuste destas equações é realizado pelo procedimento estatístico chamado “regressão”. A aplicação de equações volumétricas é o método indireto mais utilizado pelo setor florestal, pela praticidade e aplicabilidade durante o processamento de dados de inventários florestais.

### 3.4.2. Biomassa e Carbono florestal

De acordo com o Guia de Inventário Nacional de Gases de Efeito Estufa do IPCC, a biomassa florestal é subdividida em três compartimentos: Biomassa Total, Acima dos solos e Abaixo dos solos (IPCC, 2006). A biomassa é definida pelo peso da árvore, em quilos (kg) ou toneladas (t), sendo que a primeira é utilizada para o peso individual e a segunda quando se refere a estoques (IPCC, 2006). As estimativas de estoques por unidade de área e, principalmente, quando extrapolados para uma região (como um país tropical ou a Amazônia como um todo), são apresentadas abreviadas, por gramas ou toneladas: (i) milhões em mega (Mg ou Mt); bilhões em giga (Gg ou Gt); (iii) trilhões em terá (Tg ou Tt); e (iv) quatrilhões em peta (Pg ou Pt) (IPCC, 2006).

Aproximadamente metade do peso de uma árvore na Amazônia é composto por água (41,6%). Do peso (ou biomassa) da matéria seca, 48,5% é carbono (SILVA, 2007). Estudos relacionados ao tema, especialmente na Amazônia, apresentam seus resultados em valores de Biomassa, peso da massa seca, acima dos solos (AGB) (HIGUCHI *et al.* 1998; BAKER *et al.* 2004a; MALHI *et al.* 2006; SAATCHI *et al.* 2007; ANDERSON *et al.* 2009) ou em Carbono (HIGUCHI *et al.* 2004; ARAGÃO *et al.* 2009; BACCINNI *et al.* 2012). A restrição das estimativas a apenas aos estoques acima dos solos se deve à falta de equações alométricas para estimativa da biomassa abaixo dos solos (BGB) (SILVA, 2007).

A determinação da biomassa de uma árvore segue os mesmos métodos que a volumetria: direto ou indireto. O método direto consiste na derrubada e pesagem das árvores em pontos de área fixa, posteriormente extrapolados para unidade de área. Além de pouco prático, as estimativas geradas por meio deste método não são confiáveis, porque se baseiam em poucas parcelas, pequenas e tendenciosamente escolhidas. Este método consiste em cortar e derrubar o indivíduo arbóreo e pesá-lo em uma balança (SILVA, 2007). Devido às dimensões de uma árvore e a escala operacional de uma balança, geralmente a árvore é dividida em compartimentos específicos: copa, tronco e sistema radicular. De acordo com Silva (2007), árvores amazônicas ( $DAP \geq 5,0$  cm) podem pesar entre poucos quilos até dezenas de

toneladas. Assim, é comum a necessidade de subdividir o fuste em tamanhos menores (Figura 04).



FIGURA 04 – IMAGENS DAS ATIVIDADES DE CAMPO DO MÉTODO DESTRUTIVO DE DETERMINAÇÃO DO PESO TOTAL, ACIMA E ABAIXO DOS SOLOS DE UMA ÁRVORE. FONTE: O autor (2015).

Do mesmo modo que na volumetria, os principais resultados do método direto é o ajuste de equações alométricas, sendo que na Amazônia dá-se destaque aos trabalhos: Araújo *et al.* (1999); Silva (2007); Lima *et al.* (2012). No método indireto, as estimativas são produzidas a partir de equações e modelos alométricos, associados à dados de inventários florestais. Estes dois métodos geraram muita polêmica e controvérsias e produziram estimativas desconstruídas, mesmo quando se usou o mesmo banco de dados (HIGUCHI *et al.* 1994; FOSTER BROWN *et al.* 1995). Alguns consideram apenas uma variável independente no modelo (SILVA, 2007; LIMA *et al.* 2012), outros descrevem a importância da altura da árvore no modelo (FELDPAUSCH *et al.* 2011) e uma frente acadêmica defende a inclusão da densidade da madeira no modelo (CHAVE *et al.* 2005; NOGUEIRA *et al.* 2008). A inclusão da densidade gera dois tipos de problemas: (1) densidade é uma variável dependente que representa a relação entre massa e volume e (2) mesmo se fosse um número e



considerada como variável independente, difícil, senão impossível coletá-la durante o inventário florestal.

### 3.5. EQUAÇÕES ALOMÉTRICAS

Alometria é composta das palavras *allos* (outra) e *metron* (medida), ambas em grego (NIKLAS, 1994). Alometria é o estudo das variações das formas e dos processos dos organismos e tem dois significados: (i) o desenvolvimento de uma parte do organismo em relação ao desenvolvimento do organismo inteiro ou de parte dele e (ii) o estudo das consequências do tamanho sobre as formas e os processos. No jargão florestal, é o estudo do todo (volume, biomassa ou carbono) em função de partes do todo (DAP ou H's), ou seja, ajuste de equações (funções ou modelos) matemáticas. O objetivo mais comum do ajuste de equações é construir um modelo utilizando o menor número possível de variáveis ( $X$ ) para explicar o máximo da variabilidade da resposta ( $Y$ ) e, acuradamente, parametrizar coeficientes para estas variáveis (GRAHAM, 2003).

Modelos matemáticos podem ser lineares ou não, de simples ou múltipla entrada. A entrada do modelo se refere ao número de variáveis independentes ( $X$ ) utilizadas para predizer a variável dependente,  $Y$ . Modelos lineares simples possuem uma representação gráfica uma linha reta (crescente ou não). Funções não lineares são equações à base de potências e suas relações são caracterizadas por uma escala de invariância (auto similaridade) e universalidade (MARQUET *et al.* 2005). Mesmo com tantas distinções, qualquer equação deve apresentar, no mínimo, uma constante de normalização (proporcionalidade), representada “ $a$ ”; ou pela letra grega “ $\beta_0$ ”, e o expoente, representado pela letra “ $b$ ” ou “ $\beta_n$ ” (SILESHI, 2014).

Modelos não lineares são as funções típicas de equações alométricas (SILESHI, 2014). West *et al.* (1999) apresentaram uma função geral de biomassa baseado na teoria da distribuição de recursos por meio do conjunto de galhos hierárquicos das plantas vasculares ( $Y = aX^b$ , onde  $Y$  é a massa;  $X$  é a variável independente – DAP, por exemplo – e “ $a$ ” e “ $b$ ”, as constantes). No

entanto, no caso de plantas (árvores), o expoente universal pode assumir diferentes valores de acordo com os seus respectivos estágios de desenvolvimento (PILLI *et al.* 2006).

### 3.5.1. Alometria de volume na Amazônia

De acordo com Higuchi e Ramm (1985), os primeiros trabalhos de ajuste de equações de volume publicados na Amazônia foram realizados na região Oriental, entre os rios Tapajós e Xingú no estado do Pará, (HEINSDIJK, 1965) e na cidade de Manaus (FERNANDES *et al.* 1984). Segundo Higuchi e Ramm (1985), até meados de 85, a maioria (se não todas) empresas florestais da Amazônia consideravam o modelo de volume ajustado por Heinsdijk (1965), para as estimativas de potencial madeireiro de qualquer área na Amazônia. Esta prática passou a ser irregular em 2004, quando o IBAMA publicou a Instrução Normativa nº 30, de 31 de dezembro de 2002, na qual estabelece que o cálculo do volume de árvores em pé só será aceito pelo IBAMA, mediante equação de volume desenvolvida, especificamente para esse fim na área de abrangência sobre a qual é proposto o PMFS.

Higuchi e Ramm (1985) aproveitaram a derrubada de 715 árvores para a cubagem rigorosa e determinação do volume de madeira na região de Manaus. Apesar de bons resultados, os autores ainda necessitaram aplicar o método destrutivo (corte e derrubada de árvores sadias) para a cubagem e o ajuste de equações. Na Amazônia, devido ao fato de que quase a sua totalidade é de florestas naturais, qualquer intervenção deve ser comunicada ao órgão oficial competente. A autorização para executar um corte e derrubada de árvores depende do objetivo da atividade e do tamanho do impacto.

Considerando o “n” amostral geralmente utilizado para cubagem e o tempo necessário para a autorização, do respectivo órgão responsável, para a supressão florestal, Higuchi (1992) propôs uma alternativa. Na 24ª Reunião Regional da Associação Brasileira de Estatística, realizada em Manaus (AM), Higuchi (1992) concluiu que aplicando o método “Jackknife” o número de árvores para o ajuste de equações por ser reduzido significativamente, para

dez árvores, mantendo a qualidade do ajuste. No entanto, os resultados de Higuchi (1992) não tiveram grande influência nos trabalhos subsequentes na região.

Na literatura, os trabalhos continuaram considerando os métodos tradicionais: abate de árvores sadias ou amostragem de toras em pátios de serraria para a cubagem rigorosa. Rolim *et al.* (2006) utilizaram um arquivo de 55 árvores para a cubagem, sem descrição de como estas árvores foram obtidas. Barros e Silva Jr. (2009) consideraram um arquivo de 212 árvores para o ajuste de equações. Colpini *et al.* (2009) cubaram 91 árvores; Thaines *et al.* (2010) 141 e Silva *et al.* (2011) cortaram e derrubaram 234 árvores para possibilitar o ajuste de equações de volume. Além da similaridade na forma como os dados eram obtidos, o método de cubagem (Smalian), os modelos testados (simples e múltipla entrada, logarítmicos e colineares) e abrangência do resultado (multiespécies) foram semelhantes em todos os trabalhos.

Em 2007, o Laboratório de Manejo Florestal (LMF) do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) implantou uma alternativa: amostragem e cubagem de árvores caídas naturalmente na floresta. A experiência gerou resultados positivos e rendeu uma dissertação de mestrado (ROCHA, 2010) e uma tese de doutorado (LIMA, 2010), assim como auxiliou em diversos outros trabalhos técnicos. Inicialmente, a amostragem era realizada dentro das parcelas do inventário florestal, de forma aleatória. No entanto, o procedimento de campo foi melhorado e atualizado, sendo executado sem limites físicos e dando ênfase à amostragem das árvores na primeira classe diamétrica, de modo que os dados coletados sigam o comportamento da floresta em pé.

### 3.5.2. Alometria de biomassa e carbono na Amazônia

Os primeiros estudos de Alometria de biomassa na Amazônia brasileira usaram dados destrutivos “incompletos” (apenas dados de biomassa acima dos solos) (SANTOS, 1996; HIGUCHI *et al.* 1998; ARAÚJO *et al.* 1999; CHAMBERS *et al.* 2000). Dados de biomassa abaixo de solos são difíceis de serem coletados e por esta razão não há muitos trabalhos publicados, na

Amazônia, além de Silva (2007), Borges (2010) e Lima *et al.* (2012). No Brasil, são poucos, por exemplo: Sanquetta *et al.* (2011); Mello *et al.* (2012). Na Amazônia, só há registro de dois trabalhos com dados destrutivos de biomassa abaixo dos solos (SILVA, 2007; LIMA *et al.* 2012). Estes modelos têm produzido resultados satisfatórios, com coeficiente de determinação ( $R^2_{aj}$ ) sempre superior a 0,80.

Os trabalhos de Santos (1996), Higuchi *et al.* (1998), Araújo *et al.* (1999) e Chambers *et al.* (2000), utilizaram dados destrutivos. Os autores cortaram e derrubaram árvores e em seguida pesaram a massa individual com uma balança de cada árvore. Santos (1996), Higuchi *et al.* (1998) e Chambers *et al.* (2000) consideraram dados referentes a um estudo de liberação de carbono por meio de queimadas tradicionais, conduzido na Estação Experimental de Silvicultura Tropical (ZF-2) do INPA, localizada a aproximadamente 50 km de Manaus (AM). Araújo *et al.* (1999) aplicaram a mesma metodologia em uma área no município de Tomé-Açu, no estado do Pará. Ambos os trabalhos geraram resultados consistentes e satisfatórios, comprovando a replicabilidade do método em si.

Até o presente, só existem três trabalhos de Alometria, com base em dados destrutivos, que consideraram a biomassa acima e abaixo dos solos para a Amazônia: Silva (2007); Borges (2010) e Lima *et al.* (2012). Porém, Borges (2010) estudou indivíduos de uma área de Campinarana e os demais, florestas de terra firme ou ombrófila densa. Silva (2007) foi o primeiro trabalho na Amazônia que analisou dados de biomassa completa (acima e abaixo dos solos), o qual foi conduzido na ZF-2. Além dos dados de peso, Silva (2007) analisou teores de água, nutrientes e carbono na madeira. Lima *et al.* (2012) utilizaram a mesma metodologia em uma área de floresta do Instituto Federal de Ensino Técnico do Amazonas (IFAM, antiga escola Agrotécnica) no município de São Gabriel da Cachoeira, no extremo oeste do Amazonas.

As variáveis independentes mais utilizadas são diâmetro à altura do peito (DAP) e altura total. Há autores que defendem a inclusão da densidade da madeira como variável independente (OVERMAN *et al.* 1994; CHAVE *et al.* 2005; NOGUEIRA *et al.* 2008). A questão que emerge é sobre a relação benefício-custo ao introduzir uma variável extremamente difícil de ser coletada, com altos níveis de variações (WIEMANN & WILLIAMSON, 2014) e seu

acrécimo em precisão ao modelo. Além disso, a densidade é uma variável dependente. Em todos os trabalhos de alometria na Amazônia, com base em dados destrutivos, não foi observada uma diferença substancial, em termos de precisão (Erro) e confiabilidade ( $R^2$ ), entre as equações de dupla (diâmetro e altura) e simples (diâmetro apenas) entrada.

### 3.6. ESTIMATIVAS DE ESTOQUES NA AMAZÔNIA

#### 3.6.1. Volume de madeira

Há poucos trabalhos sobre estoque de volume de madeira na Amazônia. Prance *et al.* (1976) realizou um inventário florestal em um hectare (ha) de floresta e constatou que o estoque de volume de madeira aproveitável, de árvores com DAP  $\geq 15$  cm, era de 286,4 m<sup>3</sup>. D'Oliveira e Braz (2006) apresentaram uma estimativa média para uma área localizada no estado do Acre. De acordo com os autores, o estoque de volume total, considerando árvores com DAP  $\geq 10$  cm, foi estimado em 180 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>, sendo que 42 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> é o estoque estimado para o grupo de espécies comerciais e destas apenas 20 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> de indivíduos com DAP  $\geq 50$  cm.

Os Planos de Manejo para a Floresta Nacional (Flona) do Jamari (RO), apresentados pelas empresas madeireiras AMATA e MADEFLONA, durante o processo licitatório de concessões, basearam-se nas informações cedidas pelo próprio edital (inventário florestal do IBDF de 1983). No entanto, mesmo considerando para a mesma classe de diâmetro (DAP  $\geq 25$  cm), os dois planos apresentaram estimativas diferentes: 185,6 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> (AMATA, 2007) e 206,9 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>  $\pm 15$  (MADEFLONA, 2007). Para a Flona de Saracá-Taquera (floresta sob concessão também), de acordo com o inventário florestal amostral e a equação de Queiroz e Barros (1998), o estoque de volume total e comercial (DAP  $\geq 50$  cm) foi estimado em 300,9 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> ( $\pm 30,2$ ) e 116,4 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> ( $\pm 22,3$ ), respectivamente (ELDIK *et al.* 2008).

O edital de licitação da concessão da Flona Jacundá (RO) disponibilizou a média de estoque de volume, estimada por meio do inventário florestal. Sem informações sobre quando o inventário foi realizado ou qual método utilizado para estimar o volume, o estoque divulgado foi de 212,9 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>. No estado do Pará, o inventário florestal realizado na Flona Crepori estimou um estoque médio de 188 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> ( $\pm 12$ ). Não há detalhamentos sobre a “idade” dos dados utilizados ou dos métodos considerados para estimativa dos estoques. Para o estado do Amazonas, não há trabalhos publicados com estimativas médias do potencial madeireiro na região.

### 3.6.2. Biomassa e carbono

As estimativas de estoques de Biomassa e Carbono florestal são realizadas por diferentes métodos: (i) extrapolações diretas por meio de dados de inventários florestais; (ii) sensoriamento remoto; e (iii) interpolações de dados de campo e imagens de satélites. A tecnologia atual de sensores ópticos, radares e *laser* (LiDAR) não permite que estes estoques sejam estimados diretamente por sensoriamento remoto (WOODHOUSE *et al.* 2012). Portanto, a alternativa mais recomendada tem sido calibrar os dados de imagens de sensores remotos com parcelas de inventários florestais (SAATCHI *et al.* 2007; ANDERSON *et al.* 2009; ARAGÃO *et al.* 2009; BACCINNI *et al.* 2012; MITCHARD *et al.* 2014). Estudos que consideram exclusivamente dados de levantamentos de campo geralmente envolvem a aplicação de equações genéricas ou análises de produtividade primária (FEARNSIDE, 1996; BROWN, 1997<sup>16</sup>; HOUGHTON *et al.* 2001; ACHARD *et al.* 2002; BAKER *et al.* 2004a; MALHI *et al.* 2006). Publicações dessa natureza geram muitas discussões e críticas por inúmeras razões.

---

16

<http://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=uv-ISEzvitwC&oi=fnd&pg=PA1&dq=Estimating+Biomass+and+Biomass+Change+of+Tropical+Forests&ots=OBp9Vj5WCF&sig=9zdpGRG-yjS-NWhtPpfneqljjFd0#v=onepage&q=Estimating%20Biomass%20and%20Biomass%20Change%20of%20Tropical%20Forests&f=false>

As principais críticas são: (i) “idade” dos dados e sua aplicabilidade; (ii) falta de padronização de métodos; (iii) uso de equações inadequadas; e (iv) lacunas geográficas na amostragem. Dados ultrapassados e coleados para outros objetivos, uma vez que o diâmetro mínimo mensurado foi 25 cm e apenas as estimativas de área basal foram publicadas. Das lacunas é importante frisar o enorme “espaço vazio” na região Central da Amazônia, no estado do Amazonas (HOUGHTON *et al.* 2001; ACHARD *et al.* 2002; BAKER *et al.* 2004a; BAKER *et al.* 2004b; MALHI *et al.* 2006; ANDERSON *et al.* 2009; ARAGÃO *et al.* 2009).

Houghton *et al.* (2001), compilaram dados de inventários florestais e de sensoriamento remoto de 44 localidades diferentes. Porém, os tamanhos das amostras de campo, o ‘n’ amostral, os métodos, a variável estimada, as equações utilizadas e a idade da amostragem variavam entre si. As estimativas calculadas por Houghton *et al.* (2001) resultaram incertezas altas, pois em alguns estudos avaliados não havia uma descrição clara no tipo de estimativa (biomassa total ou abaixo dos solos, viva ou morta). Baker *et al.* (2004a) utilizaram um arquivo de dados de 46 parcelas distribuídas pela Amazônia, e também apresentaram o mesmo problema. Devido à falta de padronização de dados de parcelas disponíveis, grupos de pesquisas, como o RAINFOR<sup>17</sup> e TEAM<sup>18</sup>, vêm desenvolvendo protocolos de campo para que esse problema seja solucionado. No entanto, trata-se de uma questão delicada e dispendiosa, tanto em termos de recursos financeiros como de tempo. Principalmente pelo fato de que muitas das parcelas utilizadas já estão instaladas e não podem mais ser alteradas.

Com tantos trabalhos e estudos disponíveis na literatura, diferentes entre si no método de estimativas, é difícil comparar os resultados. No entanto, existem algumas consistências. De acordo com Baker *et al.* (2004b) e Silva (2007), o estoque de biomassa de uma floresta é basicamente composto por árvores vivas. Considerando DAP maior ou igual à 5 cm, a contribuição das árvores vivas chega a  $93,1\% \pm 2,7$  (SILVA, 2007). Segundo Baker *et al.* (2004b), a contribuição das árvores vivas, com  $DAP \geq 10$  cm, gira em torno de 80%. Lianas (cipós) e palmeiras correspondem a, no máximo, 10% do estoque

---

<sup>17</sup> <http://www.rainfor.org/pt>

<sup>18</sup> <http://www.teamnetwork.org/>

total dependendo da referência (PHILLIPS *et al.* 1998; SILVA, 2007). O estoque total de Carbono da floresta amazônica está sujeito a uma ampla variação de estimativas (MITCHARD *et al.* 2014). Principalmente devido aos motivos supracitados, que geram ou adotam médias, por unidade de área (hectare), variadas. Outro aspecto é por conta das diferentes definições de floresta e suas respectivas extensões (MALHI *et al.* 2006).

### 3.6.3. Dinâmica de biomassa e carbono

Os principais estudos na Amazônia sobre dinâmica e balanço de estoques de biomassa e carbono florestal são baseados nas mesmas condições que os trabalhos sobre estoque, com um diferencial: análise temporal por meio de parcelas permanentes. Grace *et al.* (1995) monitoraram uma área de 1 km<sup>2</sup> durante um ano na Reserva do Jaru (RO). Por meio de análises de fluxos de gases, entre a atmosfera e a biosfera (árvores), os autores confirmaram que, apesar de se tratar de uma floresta equilibrada, a floresta estaria se comportando como um “sumidouro” de carbono, ou seja, a diferença entre a fotossíntese e a respiração era positiva. Malhi *et al.* (1998) seguiram a mesma metodologia, considerando sistemas de eddycovariance entre atmosfera e biosfera. No entanto, os resultados encontrados por estes estudos são questionados na literatura, principalmente devido à metodologia aplicada, as extensões das mensurações consideradas limitadas temporal e espacialmente (PHILLIPS *et al.* 1998).

Phillips *et al.* (1998), Baker *et al.* (2004b), Higuchi *et al.* (2004) e Phillips *et al.* (2008) apresentaram o uso de parcelas permanentes de inventários florestais para o monitoramento dos estoques de carbono. Esta metodologia possui potencial para avaliar a dinâmica das estimativas do carbono florestal, de modo geograficamente extensivo e com altas resoluções espaciais e temporais (PHILLIPS *et al.* 1998). Mensurações repetidas de parcelas permanentes podem apresentar estimativas diretas em mudanças nos estoques de biomassa e carbono em florestas tropicais (BAKER *et al.* 2004b). No entanto, esta metodologia tem gerado debates vigorosos. Clark (2002)



argumentou que a tendenciosidade amostral, por considerar apenas unidades amostrais em sítios restritos, e por técnicas de mensuração questionáveis.

Um dos problemas mais críticos dos trabalhos de dinâmica dos estoques é a amostragem. Por mais que as unidades amostrais tenham sido complementadas ao longo dos anos, ainda estão restritas a áreas experimentais e com baixo número amostral. Phillips *et al.* (1998) utilizaram uma base dados de quatro sítios em áreas de florestas, sendo 97 parcelas para a Amazônia internacional. Baker *et al.* (2004b) consideraram dados de 59 sítios, sendo apenas quatro na Amazônia brasileira, totalizando menos de 80 hectares amostrados. Higuchi *et al.* (2004) usaram como base o monitoramento de apenas três parcelas permanentes, monitoradas anualmente desde 1986. Phillips *et al.* (2008), na tentativa de padronizar os dados utilizados reduziu o número de parcelas monitoradas para 50 a 91 amostras.

#### 3.6.4. Incertezas

O Guia de Inventário Nacional de Gases de Efeito Estufa do IPCC (IPCC, 2006), devota um capítulo inteiro para definir incerteza (Capítulo 3. *Uncertainty*, do Volume 1. *General guidance and report* – IPCC, 2006). Para inventários de projetos sob a chancela do Protocolo de Quioto, o tamanho da incerteza associada à média estimada é tão importante quanto a própria média. Os métodos para quantificação dos níveis de incerteza precisam ser práticos, robustos, cientificamente comprovados e apresentados de forma compreensiva (IPCC, 2006). No entanto, o termo em si gera alguns inconvenientes, visto a subjetividade da palavra em si, que pode significar desde a falta de certeza até uma suposição aproximada. Para expressar o nível de incerteza com consistência e clareza, recomenda-se especificar os seus valores por meio de processos estatísticos robustos e reconhecidamente eficientes (MOSS & SCHNEIDER, 2000).

A incerteza, apesar de ter sido popularizada pelos estudos climáticos (em especial dos autores do IPCC), não é exclusiva à esta área de conhecimento. Podendo ser gerado por inúmeros fatores, entre eles:

imprecisão linguística, variações estatísticas, erro de mensuração (erros não amostrais), variabilidade, aproximações, julgamentos subjetivos e até discordâncias entre estudos (MOSS & SCHNEIDER, 2000). A incerteza é caracterizada pela falta de conhecimento do valor verdadeiro de uma variável (IPCC, 2006). Isto pode ser expresso por meio de uma função de densidade probabilística caracterizando a amplitude e a similaridade dos possíveis valores. A incerteza depende da qualidade e da quantidade de dados utilizados, assim como dos processos de coletas e de inferências.

Da estatística básica (WEISS & HASSETT, 1982), os dados distribuídos normalmente estão: (i) 68,27% entre mais ou menos 1 desvio padrão da média; (ii) 95,45% entre mais ou menos 2 desvios e (iii) 99,73% entre mais ou menos 3 desvios. O multiplicador exato do desvio padrão da média para os níveis arredondados de 95 ou 99% pode ser encontrado ao integrar a função de densidade probabilística até estes pontos sob a curva normal padrão. Dependendo da intensidade de amostragem, o valor é  $t$  (pequenas amostras,  $n < 30$ ) ou  $z$  (grandes amostras,  $n > 30$ ). No guia do IPCC, o multiplicador é 2 para o nível de 95% ou 3 para o nível de 99%, independentemente, da intensidade de amostragem.

### 3.7. INVENTÁRIO FLORESTAL

Inventários florestais são geralmente considerados sinônimos de levantamentos de potencial madeireiro de uma determinada floresta (HUSCH, 1971). Apesar de fazer parte de um dos objetivos clássicos de um inventário florestal, esta não é a sua definição primária. Esta atividade deve ser reconhecida de um modo mais amplo, de forma que compreenda um todo. Husch *et al.* (1972) definiram o inventário florestal como: “uma tentativa de descrever a quantidade e qualidade de árvores em uma floresta e de toda e qualquer característica da área onde estas árvores estejam crescendo”. Lima (2010) definiu de forma similar, porém complementa que inventários florestais servem como base para o planejamento do uso dos recursos madeireiros e não madeireiros de uma determinada floresta.

Segundo Péllico Netto e Brena (1997), a definição específica de um inventário florestal depende exclusivamente de seu objetivo final. Os autores classificaram os inventários por “Tipos”, de acordo com seus objetivos, abrangências, obtenção dos dados, abordagem da população no tempo e detalhamento dos resultados. Husch *et al.* (1972) descreveram diferentes enfoques nos ‘elementos’ de um inventário florestal. O nível de detalhamento das informações e a omissão ou inclusão de uma variável (ambiental ou não) dos resultados dependem da área onde a atividade é executada e o tipo da área (privada ou não).

Diante disso, Lima (2010) descreve que é necessário definir e categorizar a importância relativa dos elementos de um inventário florestal. Para definir o “ponto de partida”, é imprescindível identificar o tipo de inventário que deve ser realizado. Com base nesta informação, elencar quais variáveis são necessárias no levantamento e classificá-las quanto ao grau de prioridade (imprescindível, importante e dispensável).

Existem duas formas básicas para adquirir as informações desejadas de uma floresta: por meio da mensuração total das árvores (Censo) ou por meio da amostragem. Porém, florestas geralmente ocupam áreas de grandes extensões o que inviabiliza (tanto em tempo quanto em custo operacional) o censo, fazendo com que a amostragem seja a melhor opção. No entanto, uso da amostragem não necessariamente representa a floresta, mas permite que sejam realizadas inferências sobre a mesma (HUSCH, 1971). Este é um conceito tão estabelecido e consolidado, que Loetsch *et al.* (1973) citaram que: o uso de parcelas amostrais é tão antigo quanto a Engenharia Florestal.

As parcelas amostrais podem ser de área fixa ou não (LOETSCH *et al.* 1973; PÉLLICO NETTO & BRENA, 1997). As alternativas aos métodos de amostragem de área fixa (Bitterlich, Strand, Prodan e 3-P, por exemplo), são opções mais econômicas, porém sem nenhuma aplicação prática na Amazônia. Não há registros de inventários florestais executados por meio deste método. Já o método de área fixa vem sendo utilizado desde o primeiro trabalho publicado (OLIVEIRA, 2000).

Um ponto importante da amostragem é a consideração e compreensão do “erro amostral”, caracterizado pelo erro por inferir para o todo com base em informações de uma pequena parte (HUSCH, 1971). Quando se trata de

inventários florestais por amostragem, erros amostrais são inevitáveis. Mas, é providencial que medidas sejam tomadas para que este erro seja controlável e computável. A forma mais comum de apresentar o erro em trabalhos florestais é por meio do “erro padrão da média” ou o “intervalo de confiança” (HUSCH, 1971). Métodos para reduzir, o máximo possível, os níveis de erro das estimativas decorrente dos dados de inventários florestais envolvem: sistemas de estratificação da população a ser amostrada; distribuição das parcelas; número de unidades amostrais; tamanho e formas de parcela.

De acordo com Husch (1971), a estratificação da floresta pode ser realizada por dois métodos: pela “variância” dos dados, que deve ser alta o suficiente a ponto de ser possível subdividi-la em classes menores, ou de acordo com a “classe florestal”. Segundo Péllico Netto e Brena (1997), o objetivo principal em estratificar uma população é reduzir a variância dentro dos estratos e os custos de amostragem. Idealmente, esta estratificação é realizada previamente à execução da atividade de campo. Para isto, é necessário conhecer a variância da floresta, a qual só pode ser calculada mediante um primeiro levantamento, comumente chamado de “inventário piloto”.

No entanto, em florestas tropicais naturais, como a Amazônia, as áreas alvo de inventários florestais geralmente estão localizadas em regiões remotas, distantes de centros urbanos e com acesso limitado. Isso faz com que a execução de inventários pilotos seja inviável. Além disso, essa característica contribui para outra discussão: a distribuição das amostras na floresta. A comunidade acadêmica sempre preza por resultados mais fiéis às regras estatísticas e leis da probabilidade. No entanto, o setor técnico argumenta a factibilidade e viabilidade econômica da aplicação da teoria.

Os dois principais métodos de distribuição de amostras são: aleatório e sistemático. A principal vantagem do uso de amostragem aleatória é a eliminação da tendenciosidade na distribuição das amostras. No entanto, a sua aplicação pode ser menos prática (caso as amostras sorteadas estejam localizadas em áreas muito distantes dos pontos de acesso) que a sistemática. Esta, por sua vez, gera resultados melhores, mas por quebrarem a lei das probabilidades, não permite o cálculo válido do erro amostral (HUSCH, 1971). Na Amazônia, Higuchi (1987) comparou os dois métodos em uma área de floresta de terra firme na região de Manaus. De acordo com os resultados

apresentados, Higuchi (1987) confirmou que o uso da amostragem sistemática foi mais preciso e menos dispendioso.

Além da distribuição dos pontos amostrais influenciarem na precisão e no custo de um inventário florestal, a quantidade de parcelas a serem instaladas também devem ser levadas em consideração. No entanto, isso não é uma tarefa fácil, pois depende de diversos fatores: Qual é o limite aceitável do erro amostral? Qual é o objetivo do inventário florestal? Qual é o tamanho da parcela a ser instalada? Quais são as variáveis a serem coletadas? Quais são o tempo e o recurso (financeiro e humano) disponíveis para a execução do inventário? Para a Amazônia, ainda não se tem conhecimento de trabalhos publicados com este tipo de informação.

Por fim, o tamanho e a forma da parcela, são pontos que também geram muita discussão no setor acadêmico. As três formas de parcelas mais utilizadas são: circular, retangular e quadradas. Em teoria, a decisão por uma forma em detrimento à outra gira em torno de árvores de “bordadura”, ou seja, as árvores que estão localizadas nos limites das parcelas. A relação para incluir ou excluir uma árvore nesta condição é uma tarefa muito subjetiva que deve ser evitada ao máximo (LOETSCH *et al.* 1973). Neste ponto, o uso de parcelas com o menor perímetro possível (circulares) é o mais recomendável na literatura (HUSCH, 1971; LOETSCH *et al.* 1973; PÉLLICO NETTO & BRENA, 1997).

Porém, é preciso considerar a praticidade da forma a ser instalada. Para florestas naturais (Amazônia), o ideal são parcelas retangulares, pois são mais fáceis de serem alocadas e permitem uma maior amostragem da variabilidade da floresta. Os principais trabalhos relacionados às formas e tamanhos de parcelas para inventários na Amazônia (HIGUCHI *et al.* 1982; OLIVEIRA *et al.* 2014) sequer testaram parcelas circulares, devido à sua dificuldade de instalação em campo. Os mesmos trabalhos chegaram à conclusão que parcelas retangulares de fato geram melhores resultados. No entanto, em termos de tamanho, ainda se trata de uma questão relativa, que depende basicamente do objetivo do trabalho. Para estimativa de estoques de área basal, volume e/ou biomassa e carbono florestal (variáveis dependentes da medida do DAP), parcelas com área entre 1.000 m<sup>2</sup> e 2.500 m<sup>2</sup> são

suficientemente grandes para apresentarem bons resultados (HIGUCHI *et al.* 1982; OLIVEIRA *et al.* 2014).

### 3.7.1. Inventário Florestal Contínuo

O Inventário Florestal Contínuo (IFC) é o monitoramento de uma área de floresta por meio da mensuração periódica de sua população (censo) ou parte dela (amostragem). O IFC é imprescindível para avaliar o caráter dinâmico do crescimento de uma floresta, por exemplo, após uma intervenção exploratória dos recursos madeireiros (PÉLLICO NETTO & BRENA, 1997; QUEIROZ, 1998). Tal procedimento resulta na obtenção de uma série de informações fundamentais aos tomadores de decisão, como crescimento, ingresso, mortalidade, ciclo de corte, sucessão e densidade de estoque, entre outros.

O principal método para monitorar uma floresta é por meio da amostragem em múltiplas ocasiões (PÉLLICO NETTO & BRENA, 1997), no qual conta com, basicamente, quatro modalidades de processos de amostragem:

#### i. Amostragem independente

Neste processo, segundo Péllico Netto e Brena (1997), as abordagens nas duas ocasiões são executadas independentes uma da outra. Na primeira ocasião são instaladas parcelas temporárias ( $u$ ), de acordo com o método selecionado, e na segunda ocasião novas unidades amostrais ( $n$ ) são instaladas, seguindo a mesma metodologia, mas em locais diferentes. O uso deste processo induz à avaliação apenas das diferenças entre os estoques inicial e final do período analisado e não há como avaliar o crescimento individual das árvores, tão pouco monitorar taxas de mortalidade e/ou recrutamento.

#### ii. Amostragem com repetição total

De acordo com Husch *et al.* (1972), este processo é o “conceito do uso de parcelas permanentes e a base do Inventário Florestal Contínuo”. Nesta, as parcelas permanentes ( $m$ ) instaladas na primeira ocasião são monitoradas

periodicamente. Não há instalação de novas parcelas e nenhuma unidade amostrada fica de fora da remedição. A principal vantagem é o monitoramento de taxas de recrutamento, mortalidade e incremento das árvores amostradas. Porém, os dados ficam permanentemente sujeitos aos mesmos níveis de tendenciosidade.

### iii. Amostragem com repetição parcial

É a combinação dos dois processos anteriores (HUSCH *et al.* 1972; PÉLLICO NETTO & BRENA, 1997). No inventário florestal executado na primeira ocasião são instaladas parcelas permanentes ( $m$ ) e temporárias ( $u$ ). Na segunda ocasião, as parcelas permanentes ( $m$ ) são remedidas e novas parcelas temporárias ( $n$ ) instaladas. Dessa forma viabiliza o monitoramento individual das árvores e suas respectivas taxas, assim como mantém uma certa independência entre os dados amostrados.

### iv. Amostragem dupla

Muito similar à amostragem com repetição parcial, porém, não são instaladas novas parcelas temporárias na segunda ocasião. Apresenta as mesmas vantagens e desvantagens da amostragem com repetição total.

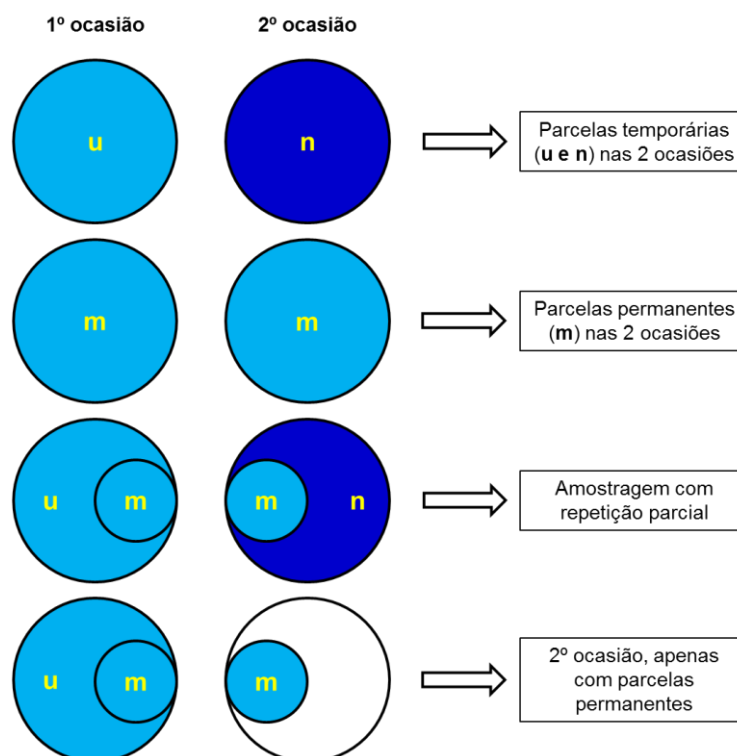


FIGURA 05 - ESQUEMA ILUSTRATIVO DAS QUATRO MODALIDADES DE PROCESSOS DE AMOSTRAGEM CONTÍNUA.

FONTE: Adaptado de HUSCH *et al.* (1971).

Indivíduos são perdidos e repostos continuamente por meio de processos ecológicos locais, em um balanço dado pela razão mortalidade/recrutamento (SWAINE *et al.* 1987; SWAINE, 1990). Este balanço dinâmico proporciona o estabelecimento e crescimento de novas espécies, refletindo na diversidade vegetal das comunidades (PHILIPS *et al.* 1994; REES *et al.* 2001). De forma abreviada, pode-se dizer que os três componentes principais da dinâmica florestal são: *recrutamento*, *mortalidade* e *crescimento dos indivíduos*.

Segundo Rezende (2002), o *recrutamento* refere-se ao número de novas árvores que atingiram e/ou ultrapassaram um tamanho mínimo mensurável no inventário florestal. A saída de indivíduos do sistema de monitoramento pela morte do mesmo é denominada taxa de *mortalidade*. Por fim o *crescimento* é a avaliação do incremento das dimensões mensuradas de um ou mais indivíduos de uma floresta em um determinado período de tempo. No monitoramento de florestas tropicais, estes componentes só podem ser estimados por meio da remedição de parcelas permanentes.

Na Amazônia, a grande maioria dos trabalhos publicados sobre monitoramento florestal por meio de remedições de parcelas permanentes (informações individuais e de estoques) adotou a amostragem com repetição total. Lima (2010) é um dos poucos trabalhos publicados com resultados de remedição de parcelas permanentes e instalação de temporárias em ambas as ocasiões. Com base em seus resultados, o uso combinado de parcelas temporárias e permanentes geram resultados confiáveis e precisos, além de reduzir custos do inventário florestal. Entre os trabalhos de monitoramento florestal na região amazônica, pode-se citar: Higuchi *et al.* (1997), Phillips *et al.* (1998), Chambers *et al.* (2000), Baker *et al.* (2004a), Carvalho *et al.* (2004), Higuchi *et al.* (2004), Oliveira *et al.* (2005), D'Oliveira e Braz (2006) e Azevedo *et al.* (2008). Todos apresentaram resultados de medições periódicas de parcelas permanentes.

Higuchi *et al.* (1997) estudaram crescimento e incremento de uma floresta amazônica de terra-firme manejada experimentalmente para responder



questões relacionadas com o manejo florestal. Por meio da remediação anual de três parcelas permanentes num período de 10 anos (1986-1996), os autores avaliaram o comportamento da dinâmica florestal após a exploração seletiva, executada em três intensidades distintas, em termos de mortalidade, recrutamento e incremento individual depois da intervenção humana. Este estudo é conhecido como: projeto **BIONTE** (Experimento de Biomassa e Nutrientes, em inglês) e é conduzido até o presente momento monitorando a taxa de recuperação do estoque de volume de madeira. A partir destas mesmas três parcelas permanentes, também foram analisadas a dinâmica e o balanço de carbono em florestas não perturbadas (BAKER *et al.* 2004a; CHAMBERS *et al.* 2004; HIGUCHI *et al.*, 2004)

Na Floresta Nacional (Flona) do Tapajós, Santarém (PA), também foram monitoradas parcelas permanentes para a avaliação da dinâmica florestal após uma exploração seletiva de madeira (CARVALHO *et al.* 2004). Os autores trabalharam com parcelas quadradas, instaladas antes da exploração e mensuradas logo após e depois de um intervalo de sete anos pós-exploratório. Na mesma área de estudo, Oliveira *et al.* (2005) avaliaram a dinâmica da composição florística e da diversidade de espécies depois de uma exploração florestal e desbaste em diferentes tratamentos. No Acre, na Floresta Estadual do Antimary, D'Oliveira e Braz (2006) analisaram a dinâmica da floresta depois da exploração seletiva, porém em menor escala (manejo comunitário). Azevedo *et al.* (2008), trabalharam nas áreas de exploração da Jari (PA), e avaliaram os mesmos aspectos que os autores anteriores.

### 3.8. DIFERENCIAÇÃO DE SÍTIOS

A estrutura de um sítio é definida pela distribuição de espécies e o tamanho das árvores de uma determinada floresta (HUSCH *et al.* 1972). Trata-se do resultado das características fisiológicas das espécies e das condições ambientais nas quais as mesmas se desenvolveram. Para as florestas temperadas a complexidade para prever a dinâmica florestal é inferior quando comparada a floresta tropical, pois os modelos de produção que foram

desenvolvidos têm como principais variáveis: o índice de sítio e idade da árvore ou povoamento (SULLIVAN & CLUTTER, 1972; FERGUSON & LEECH, 1978; ALDER, 1980; SMITH, 1983 e CLUTTER *et al.* 1983). Na Amazônia, como em qualquer outra floresta heterogênea, multiânea, a estrutura típica é caracterizada pelo dossel de múltiplas alturas, resultando num sítio de perfil irregular, considerando um “corte vertical” da floresta (Figura 06).

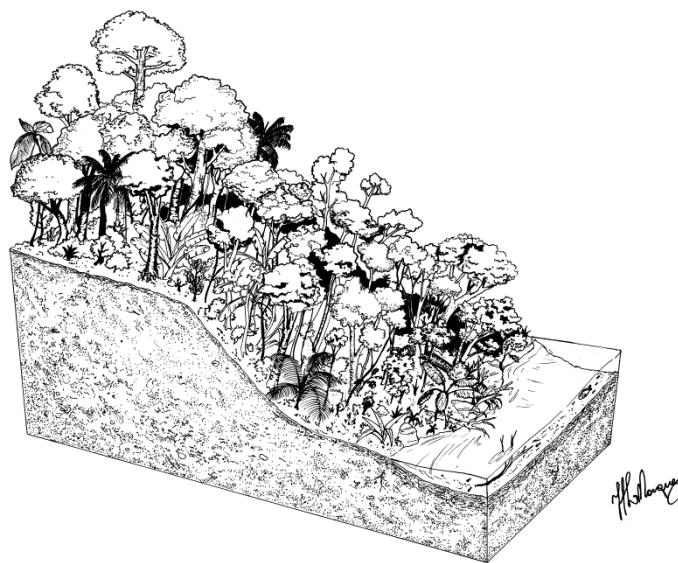


FIGURA 06 - ILUSTRAÇÃO DE UM CORTE VERTICAL DO PERFIL DE UMA FLORESTA MULTIANEA.

FONTE: O autor (2015).

De acordo com Husch *et al.* (1972), a principal forma de diferenciação de sítios, povoamentos e talhões é por meio de “índices de qualidade de sítios”. O Índice de Sítio é definido por meio da capacidade de produção de uma determinada área, seja ela: povoamento, talhão, sítio ou floresta (LOETSCH *et al.* 1973). Este índice é geralmente desenvolvido por meio da relação entre fatores ambientais (características físico-bioquímicas dos solos; clima etc.), características das árvores (sensíveis à qualidade do sítio, como a produção florestal, tamanhos das árvores e distribuição de espécies), competição (água, nutrientes e luz) e o tempo (idade) (HUSCH *et al.* 1972).

As variáveis ambientais, segundo Husch *et al.* (1972), são mais estáveis e não necessitam de uma cobertura vegetal para gerar resultados. Porém são informações difíceis de serem levantadas, principalmente em

florestas amazônicas, devido à localização remota das áreas estudadas e aos recursos necessários para monitorar uma floresta. Das características das árvores, a produção florestal sem o monitoramento contínuo ou informações de idade não são aplicáveis.

A principal dificuldade para determinar as idades das árvores em florestas tropicais é a ausência de medidas diretas. Em florestas temperadas ou em regiões com períodos sazonais distintos (verão e inverno), como no sul do Brasil, a determinação da idade das árvores é “facilitada” pela presença de anéis de crescimento. No entanto, em florestas tropicais a presença de anéis de crescimento é mais uma exceção que uma regra (OHASHI *et al.* 2011). Das medidas indiretas destacam-se: correlação DAP x Idade; Datação isotópica (Carbono 14 –  $^{14}\text{C}$ ).

Estudos buscaram correlacionar o diâmetro de árvores com sua respectiva idade, mas não obtiveram muito sucesso (THERREL *et al.* 2007; STEENKAMP *et al.* 2008). A datação carbônica mostrou-se promissora, mas ainda possui alguns desafios a serem conquistados, além da relação custo x benefício não ser das melhores (STUIVER *et al.* 1998; WORBES, 2002; OHASHI *et al.* 2009). Na Amazônia, o principal trabalho sobre a determinação da idade, por meio de datação  $^{14}\text{C}$  da floresta, identificou árvores na região de Manaus (Amazonas) com idades entre 200 e 1.400 anos (CHAMBERS *et al.* 1998).

Dessa forma, a variável preferida é a altura, especialmente a altura das árvores dominantes e codominantes, pois não é influenciada pelas variáveis do sítio em si (densidade e tratamentos silviculturais, como desbastes) (HUSCH *et al.* 1972). Os mesmos autores discutiram que os índices de sítio, considerando as alturas das árvores dominantes e codominantes, são classificados de acordo com a altura média de um sítio alcançado a uma determinada idade específica. Porém, na ausência da idade, McLintock e Bickford (1957), citado por Husch *et al.* (1972), concluíram que a relação diâmetro x altura é a melhor para determinar índices de sítios, ou seja, quando as árvores de um povoamento atingem uma altura média de acordo com um determinado diâmetro.

A altura das árvores dominantes e codominantes é conhecida como “altura dominante” ( $H_{dom}$ ), ou “altura *top*” (LOETSCH *et al.* 1973), e é definida

como a média das alturas das árvores dominantes em um determinado sítio, povoamento ou talhão. O problema maior do uso desta variável em si, é definir quem são as árvores dominantes e codominantes da floresta em questão. Kramer (1959), citado por Loetsch *et al.* (1973), diferenciou as alturas dominantes de acordo com o método de determinação: (i) matemático-quantitativo ou (ii) biologicamente. Este último é o menos utilizado. Matematicamente, existem três formas básicas de determinar a altura dominante de um sítio, de acordo com: (i) uma porcentagem fixa do povoamento; (ii) média das alturas de um número pré-determinado de árvores; ou (iii) as maiores árvores. A seguir, serão apresentados os métodos de determinação da altura dominante de acordo com cada autor citado por Loetsch *et al.* (1973):

W. Weise (1880) definiu que a  $H_{dom}$  é a média das alturas das 20% árvores mais grossas da floresta. Seguindo nesta linha, Y. Vuokila (1960) sugeriu que a altura dominante fosse a média das alturas das árvores que representassem 10% do volume, começando pelas maiores árvores. A definição mais conhecida no Brasil é a média das 100 árvores mais grossas em um hectare, definido por E. Assman (1959). Outros autores consideram também um número específico de árvores por unidade de área, entre eles: Y. Ilvessalo (1920); F. C. Hummel (1955). No entanto, as definições e métodos de determinação da altura dominante não se aplicam às florestas tropicais naturais, como a Amazônia. Da mesma forma que o método tradicional de determinação do índice de qualidade de sítio pode não ser apropriado às florestas multianeas (altura x idade).

### 3.9. PROJETO CADAF

O Projeto *Carbon Dynamics of Amazonian Forests* (em inglês, Dinâmica de Carbono das Florestas Amazônicas – CADAF) foi uma cooperação técnico-científica entre os governos do Brasil e do Japão, por intermédio dos Ministérios de Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI) e o de Relações Internacionais (MRI) do lado brasileiro e da Agência Japonesa de

Tecnologia e Ciências (JST). O projeto foi financiado pela Agência de Cooperação Internacional do Japão (JICA) e contou com a parceria dos Institutos de Pesquisas de Florestas e Silvicultura do Japão (FFPRI) e da Universidade de Tóquio, pelo lado japonês, e os Institutos Nacionais de Pesquisas da Amazônia (INPA) e Espaciais (INPE) do Brasil. O projeto foi lançado oficialmente no início do ano fiscal do Japão, em abril de 2011 e foi concluído no mesmo mês do ano de 2014 (<http://cadaf.inpa.gov.br/> e <https://www.ffpri.affrc.go.jp/>).

O principal objetivo do projeto CADAF foi o desenvolvimento de técnica de avaliação, em grande escala, da dinâmica do carbono da floresta amazônica. Auxiliou no estabelecimento do sistema de Inventário Florestal Contínuo no estado do Amazonas, seguindo o padrão de coletas que o Laboratório de Manejo Florestal (LMF) do INPA desenvolveu. Os levantamentos de campo envolveram equipes multidisciplinares onde contava com coletas de: geotecnologia, dendrologia, inventário florestal, inventário de árvores caídas, amostras de solos, raízes finas, crescimento e índice de área foliar. Sob este projeto, foram introduzidos estudos básicos para auxiliar no entendimento, principalmente, da dinâmica do carbono da floresta madura.

O principal estudo sobre a dinâmica da floresta foi o de raízes finas, que apesar de contribuir pouco para o peso total de uma árvore, desempenham um papel fundamental na ciclagem de água e nutriente e, por conseguinte, na produção primária de uma floresta. Para a avaliação da dinâmica da floresta amazônica, foram remedidas parcelas permanentes e instaladas novas amostras temporárias em localidades que já haviam sido amostradas em outras ocasiões. Com base em todas estas informações, foram desenvolvidos algoritmos e modelos de geoprocessamento e sensoriamento remoto para que as informações primárias pudessem ser especializadas.

O projeto possibilitou o intercâmbio entre os participantes do projeto, financiando viagens de trabalho para o Japão e Brasil. Contribuiu para a integração entre pesquisadores, estreitando as relações institucionais dos dois países. Por fim, o projeto CADAF colaborou na formação de diversos alunos, de diferentes áreas de conhecimento, de graduação e pós-graduação, inclusive a presente tese de doutorado, a qual só foi possível de ser concluída com o apoio do projeto e seus participantes.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1. LOCAL DA PESQUISA

Esta pesquisa foi conduzida em onze (11) localidades distintas (ocasionalmente também chamadas de “Sítio”), distribuídas em 12 municípios diferentes, localizados em sete sub-regiões do estado do Amazonas (AM) (Tabela 01). Das áreas pesquisadas, sete são Unidades de Conservação federais (seis de Uso Sustentável e uma de Proteção Integral); uma estação experimental, uma área de exploração madeireira (MIL) e duas sem designações formais (São Gabriel da Cachoeira; Atalaia do Norte e Benjamin Constant). Todas as parcelas foram alocadas em áreas de florestas maduras de terra firme. Nenhuma das áreas amostradas apresentou qualquer sinal nítido de perturbação humana nos últimos 50 anos. Mesmo na área da Mil Madeiras Preciosas, que é uma área manejada, parte das parcelas foram instaladas no talhão “testemunha”, onde não foi executada nenhuma atividade do manejo.

TABELA 01 - LOCALIDADES AMOSTRADAS, SEUS CÓDIGOS E SUAS RESPECTIVAS SEDES MUNICIPAIS E SUB-REGIÃO, EM RELAÇÃO AO ESTADO DO AMAZONAS.

LOCALIDADE	CÓD. LOC.	SEDE MUNICIPAL	SUB REGIÃO DO AM
Mil Madeiras Preciosas	MIL	Itacoatiara	8º Sub - Médio Amazonas
São Gabriel da Cachoeira	SGC	São Gabriel da Cachoeira	6º Sub - Alto Rio Negro
Atalaia do Norte & Benjamin Constant	ABC	Atalaia do Norte & Benjamin Constant	1º Sub - Alto Solimões
CEDAS Embrapa Amazônia Ocidental	ZF5	Rio Preto da Eva	7º Sub - Rio Negro/Solimões
Resex do Rio Jutai	JUT	Jutai	2º Sub - Triângulo Jutai/Solimões/Juruá
Resex do Auati-Paraná	AUP	Fonte Boa	2º Sub - Triângulo Jutai/Solimões/Juruá
Resex Lago do Capanã Grande	CAP	Manicoré	5º Sub - Região do Madeira
Resex do Rio Unini	RUN	Barcelos	6º Sub - Alto Rio Negro
Flona de Pau Rosa	FPR	Maués	8º Sub - Médio Amazonas
Resex do Baixo Juruá	JUR	Juruá	2º Sub - Triângulo Jutai/Solimões/Juruá
Rebio do Abufari	ABU	Tapauá	3º Sub - Região do Purus

FONTE: O autor (2015).

NOTA: CÓD. LOC. = código da localidade amostrada

A seleção das localidades amostradas baseou-se no acervo técnico do Laboratório de Manejo Florestal (LMF) do INPA e nas áreas de interesse do projeto CADAFA (regiões do Alto rio Negro, Alto Solimões e rio Purus). As localidades que já haviam sido amostrados pelo LMF/INPA serviram como base para as análises de dinâmica dos estoques. As novas localidades foram selecionadas de modo a contemplar o espaço vazio na região Central da Amazônia, identificado nos trabalhos de Malhi *et al.* (2006) e Anderson *et al.* (2009). A amostragem, assim, ficou bem distribuída pelo estado do Amazonas, considerando os principais rios (Solimões, Negro, Madeira, Purus e Amazonas) e às posições cartesianas (Norte e Sul, Leste e Oeste e Central) (Figura 07).

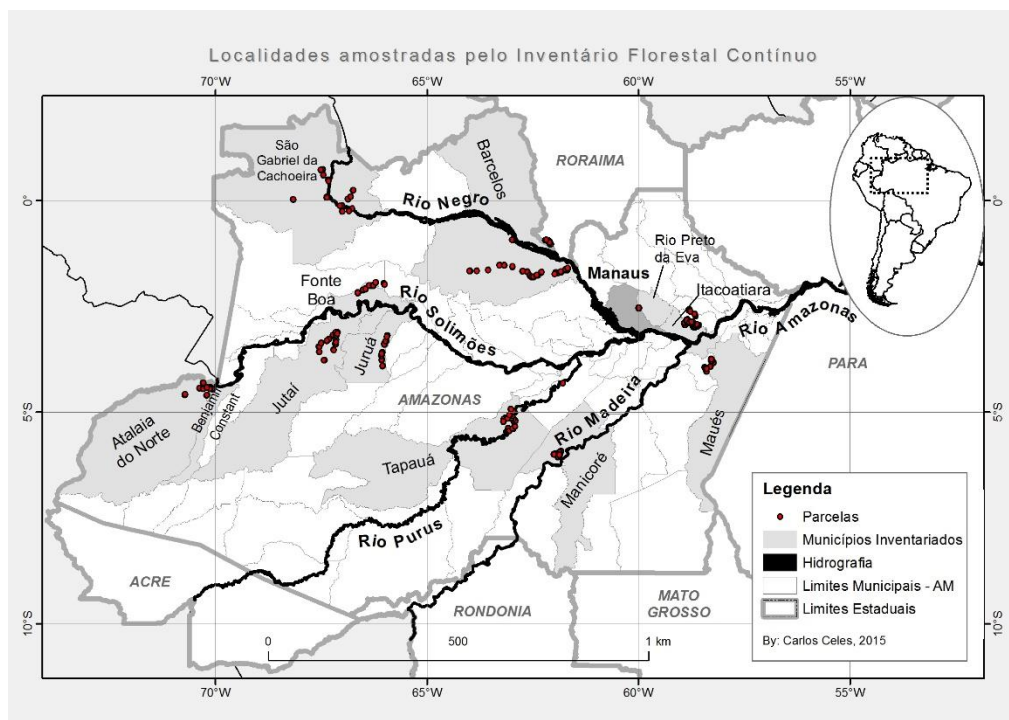


FIGURA 07 - LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DOS PONTOS AMOSTRADOS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO, NO AMAZONAS.

FONTE: Projeto CADAFA - <http://cadaf.inpa.gov.br/> (2014); CELES, C. (2015).

#### 4.2. AMOSTRAGEM

Para a amostragem da floresta foram utilizadas unidades amostrais (parcelas) de área fixa (PÉLLICO NETTO & BRENA, 1997). No parque fenológico da Embrapa Amazônia Ocidental (ZF5) foi adotado o método padrão da Embrapa, de acordo com Silva *et al.* (2005). Esta localidade específica foi a única em que a metodologia de instalação, dimensões e tamanho das parcelas, assim como as mensurações dos dados dendrológicos diferiram dos demais. Foram instaladas e mensuradas 18 parcelas quadradas de 1 ha (100 m x 100 m) cada, distribuídas de forma aleatória por uma área de 4 km<sup>2</sup> (2.000 m x 2.000 m) (Figura 08). Cada parcela de 1 ha foi subdividida em 100 unidades de 100 m<sup>2</sup>, dimensionadas em 10 m x 10 m (Figura 09). Em cada parcela foram identificadas e mensurados os DAPs de todas as árvores com diâmetro maior ou igual a 10 cm. Árvores mortas e palmeiras não foram amostradas nesta



localidade. Árvores com DAP entre 5 e 10 cm, foram amostradas em dez subamostras distribuídas aleatoriamente na parcela de 1ha.

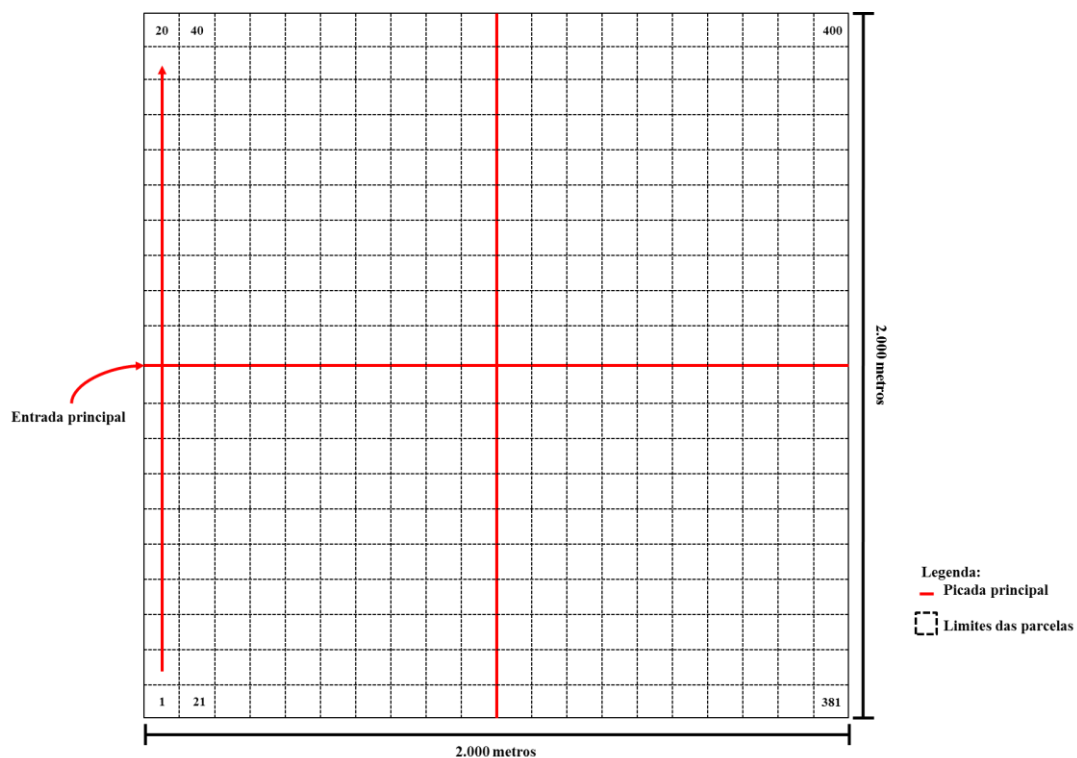


FIGURA 08 - ESQUEMA ILUSTRATIVO DA ÁREA AMOSTRAL DO PARQUE FENOLÓGICO DA EMBRAPA AMAZÔNIA OCIDENTAL.

FONTE: O autor (2015).

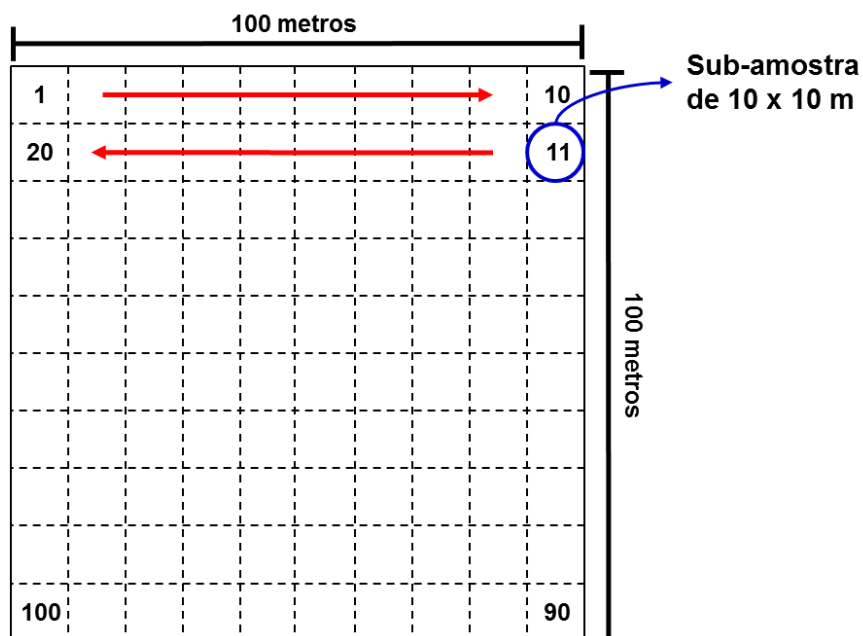


FIGURA 09 - ESQUEMA ILUSTRATIVO DA PARCELA PERMANENTE DE 1 HECTARE DO PARQUE FENOLÓGICO DA EMBRAPA AMAZÔNIA OCIDENTAL.

FONTE: O autor (2015).

Nas demais localidades foram instaladas unidades retangulares com  $2.500 \text{ m}^2$  ( $\frac{1}{4}$  ha), dimensionadas em  $20 \text{ m} \times 125 \text{ m}$ , de acordo com os trabalhos de Higuchi *et al.* (1982), Higuchi, 1986-87 e Oliveira *et al.* (2014). Cada unidade amostral contou com duas sub-parcelas de  $100 \text{ m}^2$  ( $10 \text{ m} \times 10 \text{ m}$ ) nas extremidades, uma no início do lado esquerdo e outra no final do lado direito da picada central, para a mensuração da regeneração natural (RN), ou seja, árvores com DAP maior ou igual à  $5 \text{ cm}$  e menor que  $10 \text{ cm}$ . A trilha de acesso (picada) de cada parcela foi disposta no centro da mesma, dividindo-a em dois lados de  $10 \text{ m}$  cada (Figura 10).

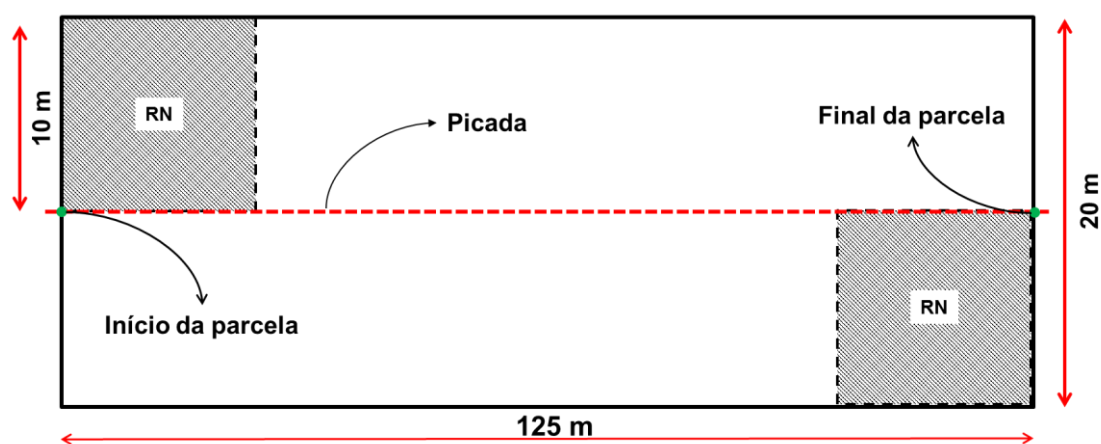


FIGURA 10 - ESQUEMA ILUSTRATIVO DA PARCELA DO INVENTÁRIO FLORESTAL.  
FONTE: O autor (2015).

As parcelas foram agrupadas em conglomerados do tipo cruz e/ou transectos. No primeiro caso (cruz), a amostragem foi dividida em três Unidades: primária, secundária e terciária. Esta última é a parcela de  $\frac{1}{4}$  ha. A unidade secundária é composta por 4 unidades terciárias, dispostas em forma de cruz, a  $150 \text{ m}$  de distância uma das outras. A unidade primária é o conjunto de 5 secundárias, instaladas a cada  $200 \text{ m}$  (Figura 11). O transecto é caracterizado por ter até 6 parcelas de  $\frac{1}{4}$  ha em linha reta. O intervalo de uma parcela para a outra é de  $200 \text{ m}$  (Figura 12).

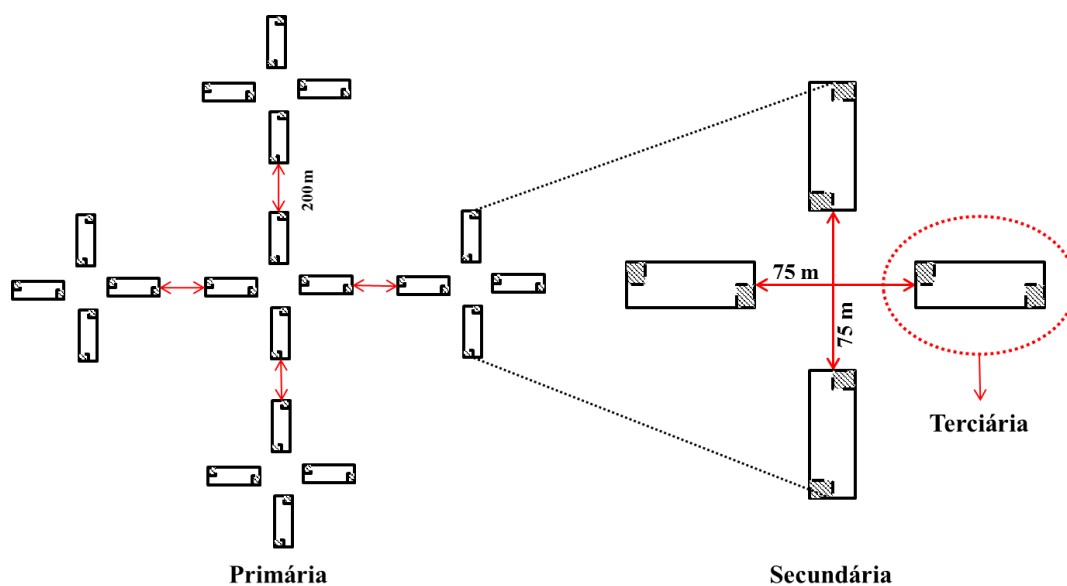


FIGURA 11 - ESQUEMA ILUSTRATIVO DO CONGLOMERADO TIPO CRUZ.  
FONTE: O autor (2015).



FIGURA 12 - ESQUEMA ILUSTRATIVO DO CONGLOMERADO TIPO TRANSECTO.  
FONTE: O autor (2015).

O sistema de amostragem adotado nos trabalhos de campo foi adaptado à realidade da região amazônica, baseando-se na literatura florestal clássica, como: Husch *et al.* (1972), Loetsch *et al.* (1973), Péllico Netto e Brena (1997) e Campos e Leite (2002). O processo de amostragem adotado foi o misto, onde o ponto amostral da primeira parcela foi aleatoriamente sorteado e as parcelas seguintes foram sistematicamente alocadas a partir da primeira unidade amostral.

O ponto amostral é sorteado dentro da área de interesse, com base em imagens e mapas. Áreas de floresta madura de terra firme são identificadas e os pontos amostrais sorteados. As coordenadas geográficas do primeiro ponto do conglomerado, disponíveis nos mapas e no georreferenciamento das imagens de satélite, são inseridas no aparelho de GPS (em inglês, Sistema de Posicionamento Global). Com o auxílio de moradores das comunidades locais, a equipe de campo se deslocava até o ponto pré-sorteado. O direcionamento da instalação das parcelas era determinado com base no conhecimento local e

nas imagens de satélite e mapas da área, de modo a evitar grandes rios e áreas diferentes de floresta madura de terra firme.

#### 4.3. COLETA DE DADOS E PROCEDIMENTOS DE CAMPO

##### 4.3.1. Trilhas ou picada

Consiste em abrir a trilha (picada) na floresta, demarcar e delimitar as parcelas. O rumo ou direção da disposição das parcelas foi determinado com uma bússola (ângulo de azimuth, Norte, Sul, Leste ou Oeste). As atividades da equipe foram (Figura 13):

- i. Determinar o ponto inicial de amostragem;
- ii. Checar o ângulo de azimuth da direção da trilha;
- iii. Abrir a picada, corte de arvoretas, cipós, obstáculos etc.;
- iv. Delimitar os limites das parcelas de 2.500 m<sup>2</sup>;
- v. Delimitar os limites das sub-parcelas da RN;
- vi. Demarcar os intervalos entre as parcelas, dentro dos conglomerados.



FIGURA 13 - ATIVIDADES DA EQUIPE DA PICADA, ONDE: (A) USO DA BÚSSOLA; (B), (C) ALINHAMENTO DO HOMEM PONTA; (D) ABERTURA DA TRILHA; (E), (F) DELIMITANDO DISTÂNCIAS E OS LIMITES DA PARCELA.

FONTE: O autor (2015).

#### 4.3.2. Inventário Florestal Contínuo

A principal variável independente do inventário florestal, a ser coletada é o *Diâmetro à Altura do Peito* (DAP), a 1,30 m dos solos. O método de mensuração dos indivíduos dentro das parcelas foi padrão em todos os sítios. Os DAPs de todos os indivíduos amostrados nas parcelas foram mensurados com fita diamétrica e registrados em fichas de campo. A altura do ponto de medição (PDM) do DAP foi adequada diante de situações específicas observadas em cada indivíduo (Figura 14). Dentro de cada parcela e subparcela foram amostradas três categorias de biomassa distintas, são elas:

- i. Árvores vivas (vivas):
  - a. Adultas ( $\text{DAP} \geq 10 \text{ cm}$ );
  - b. Regeneração Natural ( $5 \leq \text{DAP} < 10 \text{ cm}$ ), exclusiva na subparcela.

- ii. Árvores mortas (necromassa):
  - a. Caídas (MC), com a base localizada no interior da parcela (DAP  $\geq 10$  cm);
  - b. Em pé (MP) (DAP  $\geq 10$  cm).
- iii. Palmeiras vivas (Palm.), com DAP  $\geq 10$  cm.

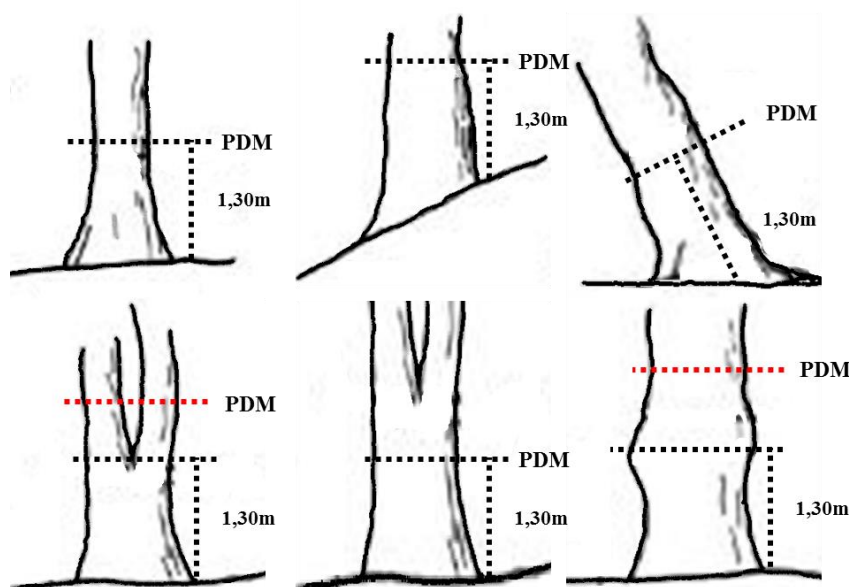


FIGURA 14 - ILUSTRAÇÃO DO PADRÃO DE MENSURAÇÃO DO DAP, DE ACORDO COM AS CARACTERÍSTICAS DO INDIVÍDUO.

FONTE: Adaptado de SILVA *et al.* (2005).

Todos os indivíduos vivos amostrados foram identificados de acordo com seus respectivos nomes populares e registrados também se havia bifurcações ou qualquer outra observação pertinente. A identificação dendrológica das árvores foi realizada com base nas características fisionômicas do tronco, casca, casca viva, entre casca, albarno, copa e folhas. Em seguida calibradas com as coletas de amostras botânicas. Maiores detalhes estão descritos no tópico 4.3.3.

Nas parcelas permanentes, todas as árvores vivas foram identificadas com placas de alumínio e numeradas de acordo com sua posição dentro da parcela (“pares” no lado direito e “ímpares” na esquerda da picada) e os PDMs marcados com tinta vermelha à base de óleo. No Parque Fenológico da Embrapa Amazônia Ocidental (ZF5), as placas eram diferentes, atendendo os métodos específicos da Embrapa (Figura 15). As placas são utilizadas para



monitorar a dinâmica individual (incremento, mortalidade ou recrutamento) e a tinta no PDM para garantir a mensuração do DAP seja sempre realizada no mesmo ponto, independente do medidor.

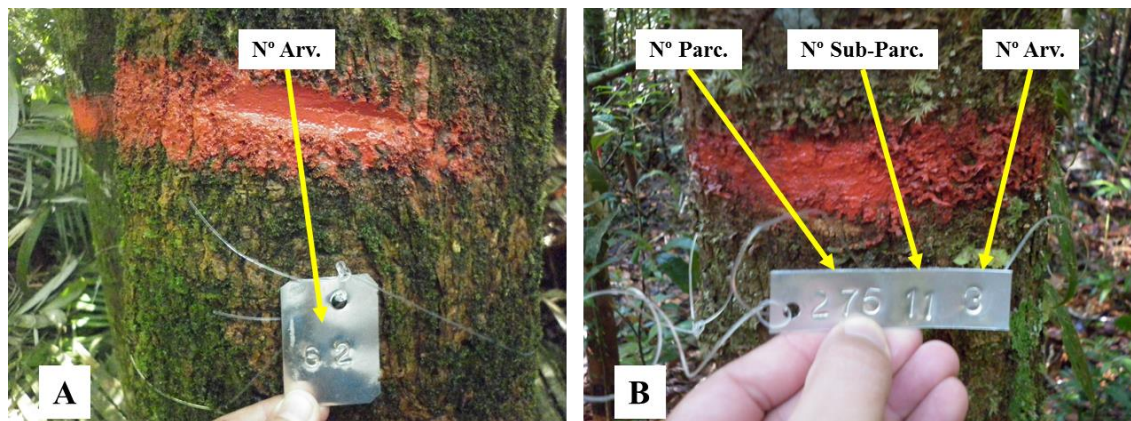


FIGURA 15 – EXEMPLO DA PLACA DE ALUMÍNIO E O PONTO DE MEDIÇÃO MARCADO COM TINTA VERMELHA: (A) PLACA PADRÃO LMF; (B) PLACA PADRÃO EMBRAPA. FONTE: O autor (2015).

As placas foram fixadas com linha de *nylon*, de pesca. De acordo com as diretrizes de instalação de parcelas permanentes da Embrapa (SILVA *et al.* 2005), recomenda-se o uso de pregos, firmados logo acima ao PDM para fixar as placas. No entanto, o prego causa um dano na árvore provocando a formação de um “calo” (Figura 16). Isso pode fazer com que a árvore “engula” ou expulse o prego, prejudicando ou impossibilitando a posterior mensuração do DAP.



FIGURA 16 - CALO NO TRONCO DA ÁRVORE PROVOCADO PELO PREGO: (A) VISTA LATERAL; (B) VISTA FRONTAL. FONTE: O autor (2015).

O monitoramento dos estoques foi realizado por meio da amostragem repetida, com a remedição de parcelas permanentes instaladas em períodos passados (Tabela 02) e pela instalação de novas parcelas temporárias. Nas localidades: Resex do Rio Jutai (JUT) e Baixo Juruá (JUR), apesar de terem sido instaladas parcelas permanentes no primeiro inventário florestal (2005 e 2006, respectivamente), não foi possível recuperar estas parcelas. Na área da Resex do Baixo Juruá (JUR), a maior parte das parcelas foram perdidas devido à formação de áreas de roçado (agricultura familiar) e as demais não foram encontradas. As parcelas permanentes não foram encontradas devido ao nível de precisão do aparelho de GPS, utilizado no primeiro inventário.

Nestas duas localidades a dinâmica dos estoques foi avaliada exclusivamente por meio das parcelas temporárias, instaladas em cada período. Nas demais localidades, nas Reservas Extrativistas do Auati-Paraná (AUP), Lago do Capanã Grande (CAP), Rio Unini (RUN) e na Flona de Pau Rosa (FPR), todas as parcelas permanentes instaladas no primeiro inventário foram recuperadas e remedidas. Ainda assim, novas parcelas temporárias foram instaladas e mensuradas.

TABELA 02 - LOCALIDADES MONITORADAS, NÚMERO DE PARCELAS PERMANENTES INSTALADAS, PERÍODO DO PRIMEIRO INVENTÁRIO E O NÚMERO DE REMEDIÇÕES.

LOCAL.	ANO – 1º INVENTÁRIO	Nº DE INVENTÁRIOS	Nº PARC. PERM.
JUT	2005	2	20
AUP	2007	3	20
CAP	2008	2	36
RUN	2010	2	20
FPR	2009	2	24
JUR	2006	2	20

FONTE: O autor (2015).

No processo de remedição dos indivíduos, quando observado um defeito ou formação de sapopemas no PDM marcado do indivíduo, o DAP era mensurado acima do defeito ou sapopemas (Figura 17). A alteração era registrada na ficha de campo e o DAP do período anterior era alterado no processamento dos dados. Os nomes das espécies eram confirmados ou atualizados. Características não registradas no primeiro levantamento



(presença de epífitas e qualidade de fuste, por exemplo) eram descritas e o registro do indivíduo atualizado.



FIGURA 17 - ALTERAÇÃO DO PONTO DE MEDIÇÃO DO DAP DE UMA ÁRVORE: (A) MEDINDO O DAP ACIMA DO DEFEITO; (B) MARCANDO O NOVO PONTO DE MEDIÇÃO. FONTE: O autor (2015).

#### 4.3.3. Dendrologia

Para confirmar e garantir a padronização da identificação botânica pelos parataxonomistas (*mateiros*) no inventário florestal foi realizado a coleta de material botânico (ramos de folhas, flores e frutos quando presentes). Todas as árvores que não foram identificadas pelos *mateiros* e pelo menos um exemplar de cada espécie identificada foi coletada pela equipe de Dendrologia para confirmar a identificação. Foram amostradas, em média, 600 árvores por localidade e pelo menos três vezes este valor em termos de exsicatas.

As características de hábito, tipo de fuste e sua base, forma da copa, odores, presença de exsudatos e cor de casca e entre casca foram registrados de cada árvore amostrada. A coleta do material botânico foi realizada com um podão, diretamente do chão ou escalando a árvore. A pré-identificação geralmente era realizada ainda em campo (Figura 18). Depois de coletado, o material botânico foi comparado com exemplares disponíveis em herbários.



FIGURA 18 – ATIVIDADES DA EQUIPE DE DENDROLOGIA: (A) COLETA DE MATERIAL BOTÂNICO; (B) ESCALADA PARA COLETA DE AMOSTRAS BOTÂNICAS; (C) PRENSAGEM DO MATERIAL E PRÉ-IDENTIFICAÇÃO.

FONTE: O autor (2015).

#### 4.3.4. Inventário de árvores caídas

O procedimento de coleta de dados do inventário de árvores caídas foi adaptado da metodologia descrita por Rocha (2010). Para garantir que a

amostragem das árvores caídas representasse a estrutura da floresta em pé, o esforço amostral foi concentrado para que a distribuição diamétrica das árvores caídas fosse similar à floresta em pé, dando prioridade às árvores de menor porte ( $DAP < 40,0$  cm). Não foi delimitada área fixa para amostragem. As amostras foram definidas pelas árvores caídas, ainda com folhas verdes, para garantir a mensuração da altura total. Os objetivos desta amostragem foram:

- i. Cubagem rigorosa do volume de fuste;
- ii. Mensuração da altura total.

Foram coletados os diâmetros (DAP – diâmetro à 1,30 m da base – e diâmetros de cada seção cubada) e as alturas: total (Ht) e de fuste (Hf). O termo “Altura Comercial” (Hc) foi substituído neste trabalho por “Altura de fuste” (Hf), para evitar discrepâncias entre volume de tora aproveitável e volume total da tora. A Hc é definida até o primeiro galho, defeito, dano ou bifurcação do tronco. A Hf é o comprimento da tora até a copa.

#### 4.3.4.1. Cubagem Rigorosa

Para determinação do volume de fuste foram combinados os métodos de cubagem de Smalian com o de Hohenadl. O fuste das árvores amostradas era dividido em dez seções, de comprimentos iguais em função da Hf e coletados os diâmetros das duas extremidades, de cada seção (Figura 19). A cubagem e a mensuração da altura total eram medidas independentes, caso uma não fosse possível far-se-ia a outra. Caso não fosse possível realizar nenhuma das duas, a árvore não era amostrada.

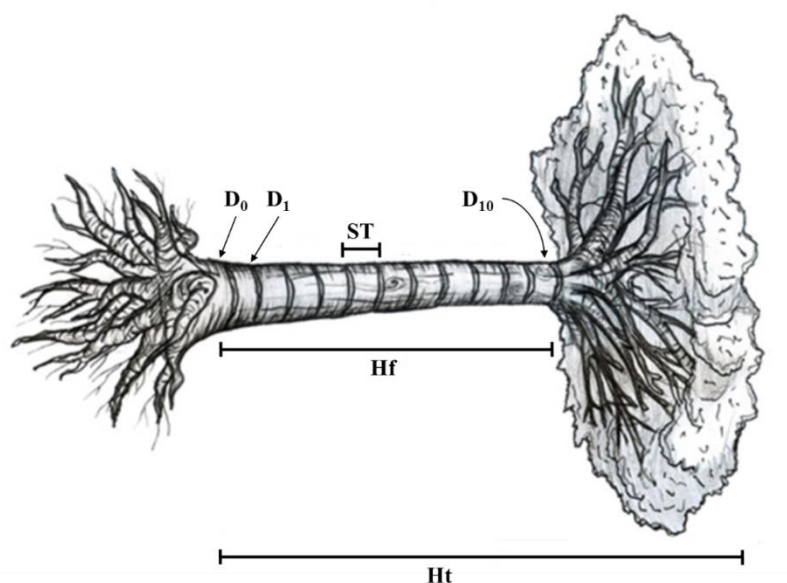


FIGURA 19 - ESQUEMA ILUSTRATIVO DAS ALTURAS TOTAL E DE FUSTE E DA CUBAGEM RIGOROSA.

FONTE: Adaptado de ROCHA (2010).

NOTA: \$D\_0, D\_1, \dots, D\_{10}\$ = diâmetro da extremidade 'i' da seção 'j'; \$ST\$ = comprimento da seção; \$H\_f\$ = altura de fuste; \$H\_t\$ = altura total.

O volume de cada seção foi calculado por meio do produto entre o seu respectivo comprimento e a área da base (fórmula volumétrica do cilindro). O volume total de fuste da árvore foi determinado pela somatória dos volumes de todas as 10 seções (Fórmula I). O comprimento da copa não foi incluído na determinação do volume total.

$$Vol = \frac{\pi}{40000} \times \left( \left( \frac{D_0^2 + D_{10}^2}{2} \right) + D_1^2 + D_2^2 + \dots + D_9^2 \right) \times \frac{H_f}{10}$$

onde:

\$Vol\$ = volume total do fuste, em \$m^3\$

\$D\_n\$ = diâmetro da seção, em \$cm\$

\$H\_f\$ = altura de fuste, em \$m\$

A partir da cubagem rigorosa foram testados cinco modelos volumétricos (Tabela 03), para cada localidade. Os modelos foram selecionados seguindo as recomendações descritas por Graham (2003) e Sileshi (2014). Não foram considerados modelos logaritmizados, uma vez que a linearização de um modelo causa a “discrepância logarítmica” e atualmente, com a popularização de programas estatísticos (*software*) para realizar as

iterações não lineares dos parâmetros do modelo, não se justifica a linearização de modelo. Modelos *polinomiais*, de múltipla entrada, também não foram testados, pois em sua maioria ignoram a colinearidade dos parâmetros, causando erros estatísticos (COHEN & COHEN, 1983; HOCKING, 1996; NETER *et al.* 1996; TABACHNICK & FIDELL, 1996; DRAPER & SMITH, 1998; CHATTERJEE *et al.* 2000; GRAHAM, 2003). A seleção do melhor modelo ajustado foi baseada no Coeficiente de Determinação ajustado ( $R^2_{aj}$ ) do ajuste, Erro Padrão da Estimativa (Syx%) e do gráfico de distribuição dos resíduos.

TABELA 03 - MODELOS VOLUMÉTRICOS TESTADOS.

N	MODELO	AUTOR
1	$V = \beta_0 + \beta_1 \times DAP^2$	Kopezi-Gehhardt
2	$V = \beta_0 + \beta_1 \times DAP^2 + \beta_2 \times (DAP^2 \times Hf) + \beta_3 \times Hf$	Stoate
3	$V = \beta_0 + \beta_1 \times (DAP^2 \times Hf)$	Spurr
4	$V = \beta_0 \times DAP^{\beta_1}$	Berkhout
5	$V = \beta_0 \times DAP^{\beta_1} \times Hf^{\beta_2}$	Schumacher-Hall

FONTE: O autor (2015).

NOTA: V = volume, em m<sup>3</sup>;  $\beta_0$ ,  $\beta_1$ ,  $\beta_2$ ,  $\beta_3$  = coeficientes da equação; DAP = diâmetro à altura padrão, em cm; Hf = altura de fuste, em m.

#### 4.3.4.2. Estimativa da Altura Dominante

Com os dados das alturas totais das árvores caídas, foram testados três métodos diferentes para a estimativa da altura dominante ( $H_{dom}$ ), além do método de Weise (1880), conforme apresentado por Loetsch *et al.* (1973):

- i. Média das alturas de 20% das árvores mais grossas amostradas (WEISE, 1880, disponível em LOETSCH *et al.* 1973)

Do número total de indivíduos amostrados, foram selecionados os 20% maiores e calculada a média aritmética das suas respectivas alturas total.



ii. Média das alturas de 10% das árvores mais grossas amostradas

Similar ao método de Weise (1880), mas considerando a distribuição diamétrica das árvores em pé, em florestas tropicais amazônicas. A porcentagem de indivíduos a serem amostrados como dominantes é igual a 10%.

iii. Média das alturas das árvores com  $DAP \geq 50$  cm

De acordo com a legislação ambiental vigente (Resolução do CONAMA, nº 406/09), apenas árvores com diâmetro maior ou igual a 50 cm podem ser explorados no manejo florestal. Sendo assim, considerou-se que a partir desta classe todos os indivíduos eram dominantes.

iv. Média das alturas das árvores com DAP maior ou igual à média do diâmetro mais três desvios ( $DAP \geq \bar{x} + 3s$ )

A função probabilística da distribuição normal de uma população estabelece que, em um cenário hipotético os indivíduos se distribuem dentro da curva normal padrão (CNP), cuja área é igual a um, sua média ( $\mu$ ) é igual a zero e o desvio ( $\sigma$ ) igual a um. A CNP se estende indefinidamente em ambas as direções, simétrica em torno de zero e 68,3% de sua área está contida entre  $-1\sigma$  e  $+1\sigma$ ; 95,5% está entre  $-2\sigma$  e  $+2\sigma$ ; 99,7% entre  $-3\sigma$  e  $+3\sigma$ . Sendo assim, a  $\mu + 3\sigma$ , ou  $\bar{x} + 3s$ , pode ser considerada como a região dominante de uma população ou amostragem.

#### 4.4. ANÁLISES ESTATÍSTICAS E FÓRMULAS

Os dados coletados foram digitados em planilhas Microsoft Excel®. Para os ajustes das equações de volume por localidade específica foi utilizado o programa (*software*) estatístico Systat®. As médias, desvios e intervalos de confiança foram realizados no Excel®. As fórmulas e métodos utilizados seguiram as orientações descritas por Péllico Netto e Brena (1997).

#### 4.4.1. Análise de Variância (ANOVA)

Foram realizadas diversas ANOVAs. Primeiro, entre as médias estimadas por parcela de cada localidade inventariada. Este processo foi realizado para identificar se a amostragem recaiu sobre uma formação florestal distinta das demais ou não. Caso a ANOVA identificasse uma diferença estatística significativa (ou pelo menos alguma evidência disso), as estimativas médias dos estoques da localidade específica seriam calculadas de forma ponderada.

No segundo momento, a ANOVA foi aplicada para identificar se as LOCALIDADES apresentavam indícios de homogeneidade estatística entre si. Se a ANOVA identificasse fortes evidências desta similaridade, o estoque do estado do Amazonas poderia ser estimado de forma aritmética. Caso contrário, ponderado. Ainda, estas análises serviram para identificar se há alguma evidência de que as florestas localizadas em regiões “similares” ou nos mesmos interflúvios ou nas mesmas calhas de rios são similares ou não. A ANOVA foi realizada com base no Quadro 01.

QUADRO 01 - QUADRO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA – ANOVA.

FONTES DE VARIAÇÃO	GL	SQ	MQ	F
Entre	k - 1	$SQE = \sum_{i=1}^n (x - média)^2$	$MQE = (SQE) / (k - 1)$	$F = MQE / MQR$
Resíduo	n - k	$SQD = \sum_{i=1}^n x_{ij}^2 - \frac{\sum_{i=1}^k \left( \sum_{j=1}^g x_{ij} \right)^2}{g}$	$MQD = (SQD) / (n - k)$	
Total	n			

FONTE: O autor (2015).

NOTA: n= número total de observações; k = número de grupos; SQE = Soma de Quadrados Entre os grupos; MQE = Média Quadrática entre os grupos; F = teste-F de probabilidade.

Depois de estimado as médias dos estoques (número de indivíduos, área basal, volume e biomassa) de cada localidade, foi realizada uma nova análise para avaliar a similaridade estatística entre cada localidade amostrada. Caso fossem identificadas fortes evidências de que as médias eram

estatisticamente similares, a média do Estado do Amazonas seria calculada aritmeticamente.

Caso a ANOVA apresentasse fortes evidências de que havia alguma diferença estatística entre as médias, o teste de *post hoc* de *Tukey* era aplicado para identificar especificamente quais médias se destacavam. Para os estratos, foi aplicado o teste de *post hoc* de *Tukey* com a finalidade de verificar a correlação entre os pontos amostrais e/ou as amostras, utilizando-se da seguinte fórmula:

$$\Delta = q \sqrt{\frac{MQR}{r}}$$

onde:

q = valor tabelado

MQR = média quadrática do resíduo

r = número de repetições

O valor de “q” depende do número de tratamentos e do número de graus de liberdade do resíduo. Neste caso considerou-se 5% de significância.

#### 4.4.2. Número de indivíduos por hectare

O número de indivíduos por unidade de área, também chamado de “densidade”, ( $N \cdot ha^{-1}$ ) foi estimado por meio da extrapolação do número de indivíduos mensurados dentro das parcelas e posteriormente estimados por hectare. Abaixo a fórmula utilizada.

$$N = m \times F$$

$$F = \frac{A}{a}$$

onde:

N = número de indivíduos por hectare

m = número de indivíduos na parcela

F = fator de proporcionalidade

A = área de 1 hectare

a = área da parcela



#### 4.4.3. Análise fitossociológica

Foi realizada a análise fitossociológica das morfoespécies amostradas pelo inventário florestal, de modo geral, sem distinção de localidade. Foram analisados os valores de frequência, abundância, dominância e o valor de importância. O valor de importância foi analisado para verificar a teoria de hiperdominância de poucas espécies na floresta amazônica, descrita por Steege *et al.* (2013). Também para avaliar se a exploração seletiva de madeira na região, caracterizada pelo aproveitamento de poucas espécies (NEPSTAD *et al.* 2005), está concentrado em espécies com alto valor de importância ou não.

##### 4.4.3.1. Frequência

A frequência expressa a percentagem das amostras em que a espécie ocorre e dá ideia do grau de uniformidade de distribuição da vegetação. Esta pode ser calculada como frequência absoluta ou relativa, por meio das fórmulas:

$$FA_i = \left( \frac{u_i}{u_t} \right) \times 100 \qquad FR_i = \left( \frac{FA_i}{\sum_{i=1}^p FA_i} \right) \times 100$$

onde:

FA<sub>i</sub> = frequência absoluta da i-ésima espécie, em %  
 u<sub>i</sub> = número de parcelas em que a i-ésima espécie está presente  
 u<sub>t</sub> = número total de parcelas  
 FR<sub>i</sub> = frequência relativa da i-ésima espécie, em %  
 p = número total de espécies amostradas

#### 4.4.3.2. Abundância

Abundância absoluta é a participação quantitativa das diferentes espécies no povoamento. Abundância é o número total de indivíduos de cada espécie presente na área amostrada. As expressões utilizadas para a estimativa dos citados parâmetros são:

$$DA_i = \frac{n_i}{A}$$

$$DR_i = \left( \frac{DA_i}{\sum_{i=1}^p DA_i} \right) \times 100$$

onde:

$DA_i$  = densidade absoluta de i-ésima espécie  
 $n_i$  = número de indivíduos amostrados da i-ésima espécie  
 $A$  = área amostrada em hectares  
 $DR_i$  = densidade relativa da i-ésima espécie

#### 4.4.3.3. Dominância

A Dominância indica o potencial produtivo da floresta. É calculada mediante a área basal dos troncos a 1,30 m do solo, pela alta correlação entre o diâmetro do tronco e o diâmetro da copa. Refere-se à estimativa da área basal da espécie no povoamento. Estimativas calculadas de acordo com:

$$DoA_i = \frac{G_i}{A}$$

$$DoR_i = \left( \frac{DoA_i}{\sum_{i=1}^p DoA_i} \right) \times 100$$

Onde:

$DoA_i$  = dominância absoluta da i-ésima espécie, em  $m^2/ha$   
 $G_i$  = área basal da i-ésima espécie, em  $m^2/ha$   
 $DoR_i$  = dominância relativa da i-ésima espécie, em %

#### 4.4.3.4. Valor de Importância

O índice do Valor de Importância (VI) reúne, em uma única expressão, os estimadores relativos por espécie, do número de indivíduos, área basal e distribuição dos indivíduos na área amostrada, explicando a importância fitossociológica da espécie dentro do ecossistema florestal. Este índice indica da situação da estrutura horizontal da floresta, para aproveitamento imediato.

$$VI = FR_i + DR_i + DoR_i$$

#### 4.4.4. Área basal estimada

A Área Basal (G) reflete o grau de ocupação das árvores dentro de uma determinada área ( $m^2 \cdot ha^{-1}$ ). A G é a somatória das áreas transversais (g) das árvores dentro de um hectare. Ambas foram calculadas com base nas fórmulas abaixo:

$$g = \frac{(\pi \times DAP^2)}{4}$$

$$G = \sum_n^{i-1} g_i$$

onde:

g = área da secção transversal de cada árvore, em  $m^2$

G = área basal, em  $m^2 \cdot ha^{-1}$

DAP = diâmetro à altura do peito, em metros

#### 4.4.5. Volume

O volume de madeira foi estimado por meio da equação ajustada específica para cada localidade. As estimativas de volume de madeira foram calculadas para o volume total e comercial. Para este último foram consideradas apenas espécies comercialmente aproveitadas pelo mercado de

madeira regional, de acordo com a lista da empresa *Mil Madeiras Preciosas* (Tabela 30, em ANEXO).

#### 4.4.6. Biomassa e Carbono florestal

A biomassa (peso) individual das árvores amostradas foi estimada por compartimentos de acordo com o “guia de boas práticas” do IPCC: total, acima e abaixo dos solos. A biomassa total (B<sub>tot</sub>) é a soma da massa da parte aérea (tronco e copa) e da massa das raízes das árvores. A biomassa acima dos solos (B<sub>abg</sub>) é a soma dos pesos do tronco e copa (galhos grossos e finos, folhas, flores e frutos). A biomassa abaixo dos solos (B<sub>blg</sub>) é o peso das raízes, com diâmetro à partir de 2 mm de espessura.

A maioria dos trabalhos relacionados à biomassa florestal apresentam seus resultados em termos de biomassa seca ou em valores de carbono. Os pesos da massa seca, de cada compartimento são representados pelas siglas B<sub>Stot</sub>, AGB e BGB para total, acima dos solos e abaixo dos solos, respectivamente. As representações dos valores em carbono total, acima dos solos e abaixo dos solos é dada pelas siglas: C<sub>tot</sub>, C<sub>abg</sub> e C<sub>blg</sub>, respectivamente.

As estimativas de biomassa fresca individual foram calculadas pelas equações ajustadas por Silva (2007), em Manaus. A transformação de peso fresco para seco e, em seguida, em carbono, considerou os valores dos teores médios (de água e carbono na madeira) determinados por Silva (2007). Para compensar o uso destas equações em localidades distintas, foi aplicado um fator de correção (fc) de acordo com a altura dominante do sítio amostrado, sendo assim as equações utilizadas foram:

$$B_{Stot} = 2,7179 \times DAP^{1,8774} \times 0,584 \times fc, \text{ onde } R^2 = 0,94 \text{ e } Syx\% = 3,91.$$

$$AGB = 2,2737 \times DAP^{1,9156} \times 0,584 \times fc, \text{ onde } R^2 = 0,85 \text{ e } Syx\% = 4,20.$$

$$BGB = 0,0469 \times DAP^{2,4754} \times 0,533 \times fc, \text{ onde } R^2 = 0,95 \text{ e } Syx\% = 5,12.$$

onde:

B<sub>Stot</sub> = biomassa seca total, em kg

AGB = biomassa seca acima dos solos, em kg

BGB = biomassa seca abaixo dos solos, em kg  
 DAP = diâmetro à altura do peito, em cm  
 fc = fator de correção  
 $R^2$  = Coeficiente de determinação  
 Syx% = Erro Padrão da Estimativa, em %

$$Cabg = AGB \times 0,485$$

$$Cblg = BGB \times 0,464$$

Onde:

Ctot = carbono total, em kg  
 Cabg = carbono acima dos solos, em kg  
 Cblg = carbono abaixo dos solos

#### 4.4.6.1. Fator de correção da equação de biomassa

Corroborando com os trabalhos de Malhi *et al.* (2006), Anderson *et al.* (2009) e Feldpausch *et al.* (2011), reconhece-se que não é possível utilizar a equação de biomassa ajustada para a região de Manaus (SILVA, 2007), em outra região da Amazônia. Desse modo, para compensar as diferenças entre a estrutura vertical das florestas das localidades amostradas, foi calculado um “fator de correção” (fc) da equação de biomassa por meio da relação entre a Hdom da Estação Experimental de Silvicultura Tropical (ZF2) do INPA e a Hdom do sítio amostrado, baseando-se nos resultados apresentados por Lima *et al.* (2012).

O fc é calculado por meio da relação entre a Hdom da localidade amostrada e a Hdom da ZF2:

$$fc = \frac{Hdom_i}{Hdom_{ZF2}}$$

onde:

fc = fator de correção  
 Hdom<sub>i</sub> = altura dominante estimada para o sítio “i” amostrado  
 Hdom<sub>ZF-2</sub> = altura dominante da ZF2

#### 4.4.7. Incertezas

Na área de inventário florestal, o conceito de incerteza do guia de boas práticas do IPCC, é traduzido como intervalo de confiança recomendando um nível de 95% de probabilidade para a quantificação dos erros aleatórios. Isto pode ser expresso como a porcentagem da estimativa central. Na prática, isto é feito dividindo a amplitude do intervalo (valor **t** ou **z** multiplicando o erro padrão da média) pela média da variável de interesse.

A incerteza ao nível de 95%, segundo o IPCC (2003) é calculada da seguinte maneira:

$$IC(95\%) = \bar{x} \pm 2s_x$$

$$s_x = \frac{s}{\sqrt{n}}$$

$$s = \pm\sqrt{s^2}$$

onde:

IC (95%) = Intervalo de confiança à um nível de 95% de probabilidade

$\bar{x}$  = média estimada da variável de interesse

$S_x$  = desvio padrão da média

S = desvio padrão

$S^2$  = variância

#### 4.5. DESENHO EXPERIMENTAL

##### 4.5.1. Estimativa da altura dominante com base na média das alturas de 10% das árvores mais grossas

Nesta pesquisa foi avaliada uma metodologia alternativa para a estimativa da altura dominante em florestas tropicais amazônicas, baseando-se na amostragem de árvores caídas. Foram utilizadas diferentes combinações de dados amostrados, aleatoriamente de uma população e, por meio da ANOVA, foram comparadas as médias das alturas de 10% das árvores mais grossas

para verificar se de fato a altura dominante representa as árvores da população.

$$H_0: \mu_1 = \mu_2 = \dots \mu_n = \mu_p$$

$$H_1: \mu_1 \neq \mu_2 \neq \dots \mu_n \neq \mu_p$$

onde:

$\mu_i$  = média das alturas de 10% das árvores mais grossas da amostragem

$\mu_p$  = média das alturas de 10% das árvores da população amostrada

#### 4.5.2. Estoques de biomassa e carbono dos sítios amostrados

Os estoques de biomassa por parcela foram estimados e comparados dentro e entre cada sítio amostrado. Foi aplicado a ANOVA para identificar se a média do estado do Amazonas é única, ou seja, se é possível amostrar uma única localidade e atribuir à média estimada para todo o estado.

$$H_0: \mu_{S1} = \mu_{S2} = \dots \mu_{Sn}$$

$$H_1: \mu_{S1} \neq \mu_{S2} \neq \dots \mu_{Sn}$$

onde:

$\mu_{Si}$  = média dos estoques de biomassa do sítio.

#### 4.5.3. Níveis de incerteza dentro do limite aceitável

Com base nos dados coletados em campo e a aplicação das equações e fórmulas, espera-se que todas as estimativas sejam calculadas com um Intervalo de Confiança (IC), à um nível de probabilidade de 95%, de no máximo de 10% em relação à média estimada.

$$H_0: IC_{Si} < 10\%$$

$$H_1: IC_{Si} \geq 10\%$$

onde:

$IC_{Si}$  = intervalo de confiança (95%) em relação à média estimada dos estoques

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1. ANÁLISE DESCRITIVA DOS DADOS COLETADOS

#### 5.1.1. Inventário Florestal Contínuo

Ao todo foram instaladas 1.128 parcelas de inventário florestal contínuo (IFC), distribuídas nas 11 localidades amostradas (Tabela 04). Em média, foram instaladas 103 parcelas em cada local. Na área experimental da Embrapa (ZF5) o “n-amostal” foi bem inferior devido ao método usado exclusivo para a localidade. Na Reserva Biológica (Rebio) do Abufari (ABU) a amostragem também foi muito inferior à média, pois foi dividida entre terra firme e várzea, sendo que para os cálculos das estimativas foram considerados apenas os dados da floresta de terra firme. Na empresa Mil Madeiras Preciosas (MIL) foram considerados apenas dados da floresta não explorada (primária).

TABELA 04 - PARCELAS INSTALADAS, MENSURADAS E MONITORADAS EM CADA LOCALIDADE AMOSTRADA.

LOCAL.	ESTÁGIO SUCESSIONAL	ÁREA PARC.	N. PARC.	ÁREA AMOST.
MIL	Primária e Manejada	0,25	100	25,00
SGC	Primária	0,25	101	25,25
ABC	Primária	0,25	105	26,25
ZF5	Primária	1,00	18	18,00
JUT	Primária	0,25	104	26,00
AUP	Primária	0,25	130	32,50
CAP	Primária	0,25	118	29,50
RUN	Primária	0,25	136	34,00
FPR	Primária	0,25	131	32,75
JUR	Primária	0,25	123	30,75
ABU	Primária	0,25	62	15,50
Total	-	-	1.128	295,50
Média	-	-	103 ± 21	27,05 ± 3,52

FONTE: O autor (2015).

NOTA: LOCAL. = localidade; ÁREA PARC. = área da parcela, em ha; N. PARC. = número de parcelas; ÁREA AMOST. = área total amostrada, em ha.



Nas parcelas foi amostrado um total de 164.467 indivíduos. No geral, entre as categorias de biomassa mensuradas, as árvores vivas adultas, com DAP maior ou igual ( $\geq$ ) a 10 cm, compõem a maior parte do arquivo (83,8%), seguida das árvores vivas da regeneração natural, com DAP acima de 5 cm e menor que 10 cm (7,3 %), árvores mortas, em pé (3,0%) e caídas (1,7%), e palmeiras (4,2%) (Figura 20). No Parque Fenológico da Embrapa (ZF5) não foram amostradas árvores mortas ou palmeiras. No entanto, mesmo omitindo os dados desta localidade, a relação entre as categorias de biomassa amostradas no inventário florestal não foi alterada.

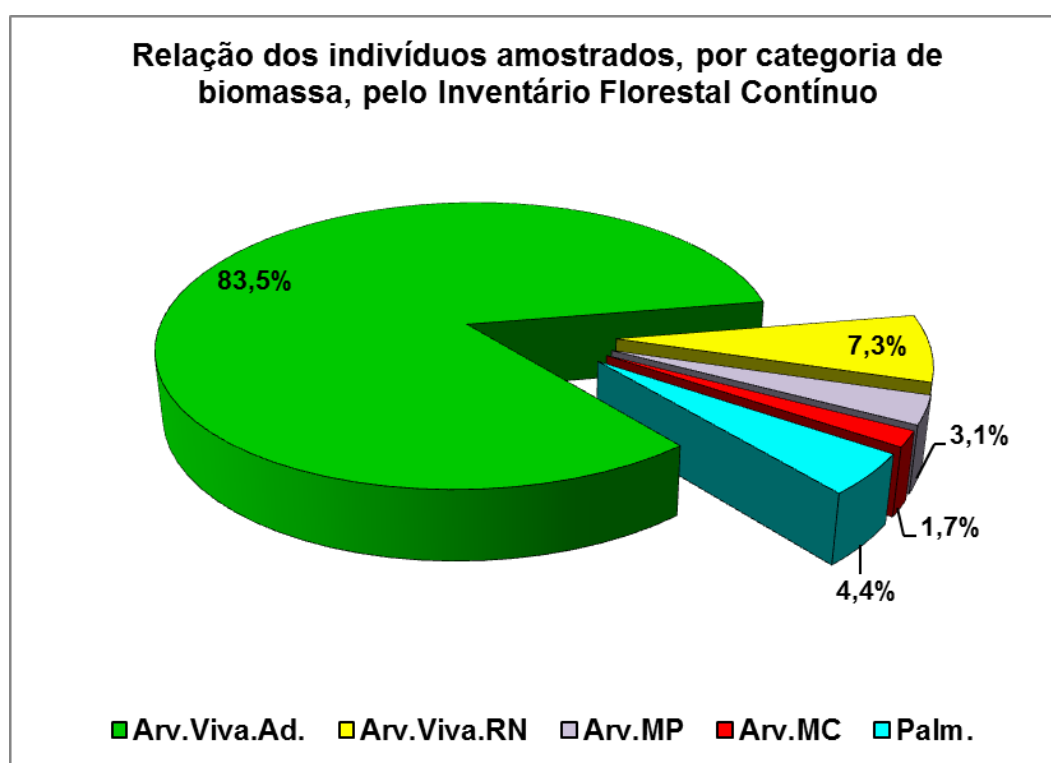


FIGURA 20 - PROPORÇÃO RELATIVA DOS INDIVÍDUOS AMOSTRADOS, POR CATEGORIA DE BIOMASSA, PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO.  
 FONTE: O autor (2015).

Para avaliar a distribuição diamétrica das árvores vivas amostradas com DAP  $\geq$  5 cm, os dados foram extrapolados por hectare com base no tamanho de suas respectivas áreas amostrais, para evitar valores discrepantes. Assim, a distribuição diamétrica média dos indivíduos arbóreos vivos, com DAP  $\geq$  5 cm, seguiu o padrão encontrado em florestas naturais tropicais: exponencial negativa (Figura 21), corroborando com inúmeros estudos, como: Rankin-de-Mérona *et al.* (1992); Amaral *et al.* (2000); Oliveira e Amaral (2004).

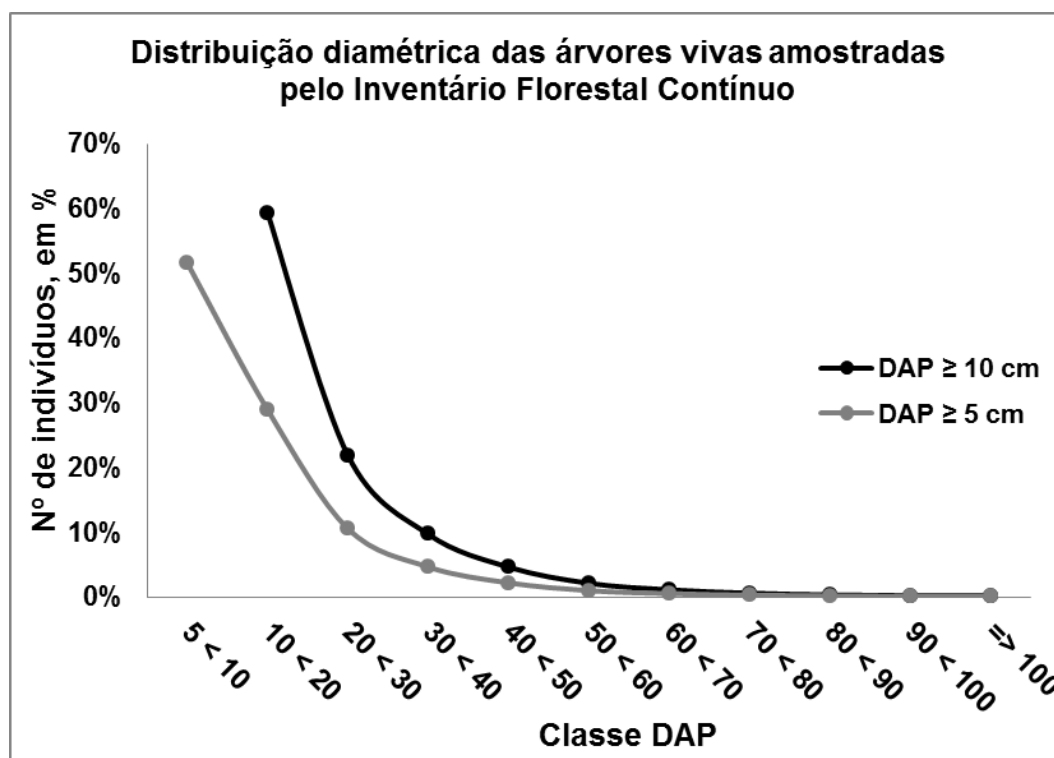


FIGURA 21 - DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA GERAL DAS ÁRVORES VIVAS, POR HECTARE.  
FONTE: O autor (2015).

A primeira classe ( $5 \leq \text{DAP} < 10 \text{ cm}$ ), regeneração natural (RN) representou 51,9% ( $\pm 2,5\%$ ) das árvores vivas, por hectare de floresta primária no Amazonas (Tabela 05). Sendo que as três primeiras classes (DAP até 30 cm) representaram quase 91% do total dos indivíduos vivos amostrados, caracterizando uma relação exponencial negativa, conhecida popularmente como “J invertido” ou “J reverso”. Das árvores adultas ( $\text{DAP} \geq 10 \text{ cm}$ ), foi observada a mesma relação exponencial negativa. Sendo que na média geral, 91% ( $\pm 1,6\%$ ) dos indivíduos estão nas três primeiras classes (Tabela 06).

TABELA 05 - NÚMERO DE ÁRVORES VIVAS, DAP  $\geq$  5 CM, EM PORCENTAGEM, POR HECTARE, CLASSE DIAMÉTRICA, LOCALIDADE E A MÉDIA GERAL.

CLASSE DAP	MIL	SGC	ABC	ZF5	JUT	AUP	CAP	RUN	FPR	JUR	ABU	MÉDIA GERAL (%)
5 < 10	51.1%	53,7%	49,5%	54,1%	52,4%	52,2%	46,8%	51,9%	50,4%	54,2%	47,9%	51,3 $\pm$ 1,45
10 < 20	28.5%	28,6%	29,5%	27,8%	29,0%	29,0%	30,6%	29,4%	29,7%	26,9%	29,5%	29,0 $\pm$ 0,58
20 < 30	10.6%	9,8%	11,1%	9,9%	10,4%	10,2%	11,7%	10,5%	10,6%	10,0%	12,0%	10,6 $\pm$ 0,42
30 < 40	5.0%	4,3%	5,0%	4,6%	4,1%	4,4%	5,3%	4,5%	4,7%	4,6%	5,3%	4,7 $\pm$ 0,24
40 < 50	2.4%	2,0%	2,5%	2,0%	2,0%	2,3%	2,6%	1,9%	2,1%	2,3%	2,6%	2,2 $\pm$ 0,16
50 < 60	1.3%	0,8%	1,1%	0,9%	0,9%	0,9%	1,4%	0,8%	1,1%	0,9%	1,2%	1,0 $\pm$ 0,12
60 < 70	0.6%	0,5%	0,6%	0,4%	0,6%	0,5%	0,7%	0,5%	0,6%	0,4%	0,6%	0,5 $\pm$ 0,06
70 < 80	0.3%	0,1%	0,3%	0,2%	0,2%	0,3%	0,4%	0,2%	0,3%	0,3%	0,4%	0,3 $\pm$ 0,05
80 < 90	0.1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,2%	0,1%	0,2%	0,1%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2 $\pm$ 0,03
90 < 100	0.0%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1 $\pm$ 0,02
$\geq$ 100	0.1%	0,1%	0,0%	0,1%	0,1%	0,1%	0,2%	0,1%	0,2%	0,1%	0,1%	0,1 $\pm$ 0,03

FONTE: O autor (2015).

TABELA 06 - NÚMERO DE ÁRVORES VIVAS, DAP ≥ 10 CM, EM PORCENTAGEM, POR HECTARE, CLASSE DIAMÉTRICA, LOCALIDADE E A MÉDIA GERAL.

CLASSE DAP	MIL	SGC	ABC	ZF5	JUT	AUP	CAP	RUN	FPR	JUR	ABU	MÉDIA GERAL (%)
10 < 20	58.2%	61,7%	58,5%	60,6%	61,0%	60,6%	57,4%	61,2%	59,8%	58,8%	56,7%	59,7 ± 0,99
20 < 30	21.7%	21,1%	21,9%	21,5%	21,9%	21,3%	21,9%	21,8%	21,3%	21,8%	23,0%	21,7 ± 0,30
30 < 40	10.2%	9,3%	10,0%	9,9%	8,6%	9,2%	10,0%	9,4%	9,4%	10,0%	10,2%	9,6 ± 0,29
40 < 50	4.9%	4,3%	5,0%	4,4%	4,1%	4,8%	4,8%	3,9%	4,3%	5,0%	5,0%	4,6 ± 0,24
50 < 60	2.6%	1,7%	2,2%	2,0%	2,0%	1,9%	2,6%	1,6%	2,2%	2,1%	2,3%	2,1 ± 0,19
60 < 70	1.3%	1,0%	1,2%	0,8%	1,2%	1,1%	1,3%	0,9%	1,2%	0,9%	1,2%	1,1 ± 0,10
70 < 80	0.6%	0,3%	0,6%	0,4%	0,5%	0,6%	0,8%	0,4%	0,6%	0,6%	0,8%	0,6 ± 0,10
80 < 90	0.2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,4%	0,3%	0,4%	0,3%	0,4%	0,3%	0,3%	0,3 ± 0,04
90 < 100	0.1%	0,2%	0,2%	0,1%	0,2%	0,1%	0,2%	0,2%	0,3%	0,2%	0,3%	0,2 ± 0,04
≥ 100	0.2%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,4%	0,2%	0,4%	0,2%	0,2%	0,2 ± 0,06

FONTE: O autor (2015).

A proporção de indivíduos nas primeiras classes diamétricas fez com que a média geral de DAP amostrado tenha sido 21,7 cm ( $\pm 0,2$ ), considerando apenas as árvores vivas com DAP  $\geq 10$  cm. Considerando cada localidade amostrada, a média de DAP não variou muito entre as mesmas: 21 cm ( $\pm 0,2$ ) em SGC a 22,9 cm ( $\pm 0,3$ ) em CAP. Mesmo com a média de DAP baixa, foram observadas 324 árvores com DAP  $\geq 100$  cm, consideradas como árvores “gigantes” (Tabela 07). No CAP apresentou a maior proporção de árvores grandes (DAP  $\geq 40$  cm), com 10,6% do total das árvores vivas amostradas. A RUN apresentou a menor relação: apenas 7,6% dos indivíduos possuíam DAP  $\geq 40$  cm.

TABELA 07 – ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DOS DIÂMETROS MENSURADOS, EM CADA LOCALIDADE, NO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO.

LOCAL.	MÍNIMO (cm)	MÉDIA (cm)	MÁXIMO (cm)
MIL	10,0	21,0	160,0
SGC	10,0	21,0	136,5
ABC	10,0	22,0	157,5
ZF5	10,0	21,2	134,6
JUT	10,0	21,3	170,0
AUP	10,0	21,6	250,0
CAP	10,0	22,9	186,0
RUN	10,0	21,2	200,0
FPR	10,0	22,1	200,0
JUR	10,0	22,0	200,0
ABU	10,0	22,0	190,0
<b>Média geral</b>	-	<b>21,7 <math>\pm</math> 0,35</b>	-

FONTE: O autor (2015).

A maior árvore encontrada foi em AUP, uma Cedroarana (*Cedrelinga cateniformis* (Ducke) Ducke) com 250 cm de diâmetro. Quase a metade (44%) de todas as árvores gigantes são representadas por apenas 5 espécies: castanha da Amazônia (*Bertholletia excelsa* Bonpl.) (17%), cedroarana (11%), tauari (*Couratari stellata* A.C.Sm.) (6%), tanimbuca (*Buchenavia* sp.) (5%) e piquiarana (*Caryocar* sp.) (4%). A distribuição diamétrica da castanha e da cedroarana apresentaram um comportamento distinto (Figura 23).

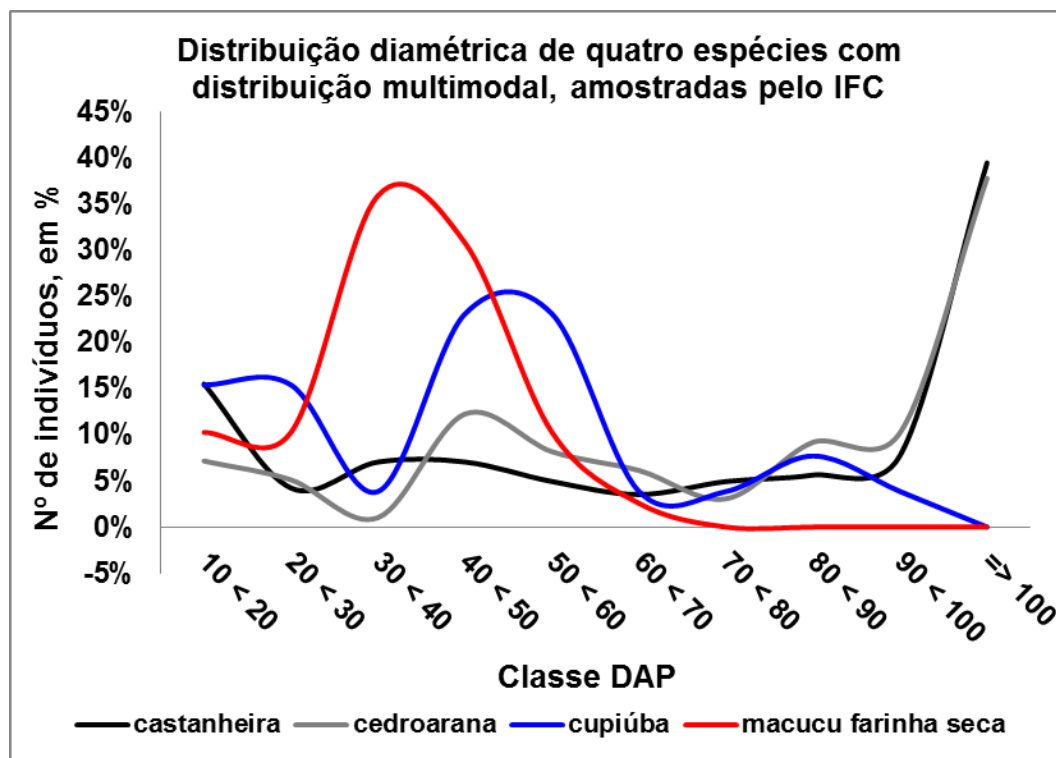


FIGURA 23 - DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA DAS CINCO ESPÉCIES COM INDIVÍDUOS “GIGANTES” MAIS FREQUENTES DO INVENTÁRIO FLORESTAL.  
 FONTE: O autor (2015).

Com base nestes dados, foi analisada a distribuição diamétrica por espécie de todo o arquivo. Apesar da maioria apresentar uma distribuição padrão (“J” invertido), foi observado que algumas espécies chegam a apresentar uma distribuição multimodal, sem nenhuma relação específica, algumas similares à distribuição “Normal” (macucu farinha seca – *Licania* sp.) (Figura 24). Espécies como as acariquaras (*Minquartia* sp.), são distribuídas de forma bastante irregular. Esse padrão expressa uma dificuldade enorme que os florestais da Amazônia encontram: ajuste de equações alométricas espécie-específicas.

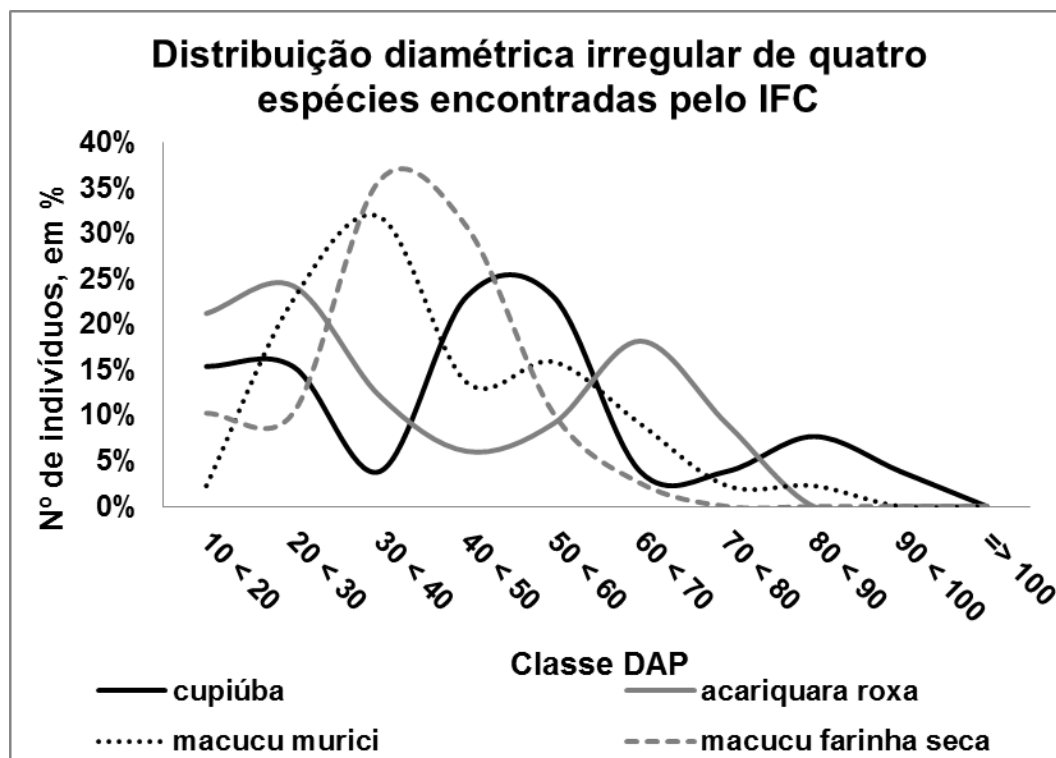


FIGURA 24 - DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA IRREGULAR DE QUATRO ESPÉCIES DISTINTAS AMOSTRADAS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL.

FONTE: O autor (2015).

Das 137.827 árvores vivas adultas ( $DAP \geq 10$  cm) amostradas, apenas 293 indivíduos (0,2%) foram classificados como “Não identificados”, sendo que destes 33 foram identificados por sua família botânica. Isso se deve ao trabalho da equipe de dendrologia que acompanhava as atividades do inventário, confirmando a identificação parataxonomista e padronizando as espécies desconhecidas. Dos demais 137.534 indivíduos, foram identificados 472 morfoespécies (nomes populares) agrupadas em 58 famílias botânicas diferentes. Destas morfoespécies, 139 (29%) foram encontradas em todos os locais amostrados e 76 (21%) em apenas uma localidade (Tabela 31, em ANEXO). A riqueza florística observada nos sítios amostrados e na média geral foi alta quando comparado com trabalhos similares (HIGUCHI & RAMM, 1985; JARDIM & HOSOKAWA, 1986/87; MATOS & AMARAL, 1999; CARNEIRO, 2004; OLIVEIRA & AMARAL, 2004; OLIVEIRA *et al.* 2008).

Oliveira & Amaral (2004), definiram “espécies raras” como aquelas que ocorrem na amostragem com apenas um indivíduo. Porém, neste estudo, devido ao enorme esforço amostral (aproximadamente 295,5 ha de floresta de terra firme amostrado), foi atribuído o conceito de “espécies raras” àquelas com

mais de dois (2) até cinco (5) indivíduos na amostragem. As espécies com apenas um (1) indivíduo amostrado foram consideradas “raríssimas”. Dessa forma, foram identificadas 35 espécies raríssimas e 69 raras.

A proporção de espécies raras em relação ao total amostrado (35 em 472, 7,5%), pode ser considerada baixa. Oliveira *et al.* (2008), num estudo na região central da Amazônia (Manaus, Amazonas), observaram uma proporção de 49% de espécies raras, corroborando com outros trabalhos (PORTO *et al.* 1976; PRANCE *et al.* 1976). A diferença pode estar no tamanho da área amostral, onde não se passou de 1 hectare nos estudos citados, e no diâmetro mínimo de amostragem.

Corroborando com a teoria de uma hiperdominância de poucas espécies na Amazônia, tanto em relação a espécies quanto a família botânica, (MATOS & AMARAL, 1999; AMARAL *et al.* 2000; OLIVEIRA *et al.* 2008; STEEGE *et al.* 2013), foi observado que apenas 19 morfoespécies representam quase a metade (49,9%) de todos os indivíduos amostrados no inventário florestal. As cinco espécies mais abundantes foram (Figura 25): matamatá amarelo (*Eschweilera wachenheimii* (Benoist) Sandwith) (6,6%); ucuuba punã (*Iryanthera sagotiana* (Benth.) Warb) (6,3%); breu vermelho (*Protium apiculatum* Swart) (5,9%); muiratinga (*Maquira* sp.) (3,9%); e abiurana (*Pouteria* sp.) (3,7%).





FIGURA 25 - PRINCIPAIS MORFOESPÉCIES IDENTIFICADAS NO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO.

FONTE: O autor (2015).

Esta hiperdominância também é refletida na análise fitossociológica dos dados, onde apenas 10 de 472 espécies identificadas representam juntas 24,1% do valor de importância da floresta (combinação de frequência, dominância e abundância) (Tabela 08). As três primeiras correspondem às espécies mais amostradas pelo inventário: matamatá amarelo (4,5%), ucuúba punã (3,5%) e breu vermelho (3,3%). Um aspecto importante desta análise é que, das dez mais “importantes”, cinco constam na lista de espécies exploradas pela empresa florestal Mil Madeiras Preciosas, o breu vermelho (*Protium apiculatum* Swart), as ucuúbas (*Virola* sp.) e o louro preto (*Ocotea nigrescens* Vicentini). No entanto, as espécies que estão contidas na lista de “comercialmente aproveitadas”, representam apenas 14,9% do valor de importância total da floresta (Tabela 32, em ANEXO).

TABELA 08 - AS DEZ PRINCIPAIS ESPÉCIES FLORESTAIS COM OS MAIORES ÍNDICES DE VALOR DE IMPORTÂNCIA (IVI).

NOME COMUM	FREQ. REL.	ABUND. REL.	DOM. REL.	IVI	%
matamatá amarelo	0,57	6,45	6,37	13,4	4,5%
ucuúba punã	0,56	6,33	3,47	10,4	3,5%
breu vermelho	0,56	6,10	3,11	9,8	3,3%
abiurana	0,57	3,37	3,97	7,9	2,6%
muiratinga	0,57	3,60	2,83	7,0	2,3%
seringarana	0,55	3,02	2,13	5,7	1,9%
ucuúba branca	0,56	1,72	2,62	4,9	1,6%
ucuúba vermelha	0,55	2,28	1,67	4,5	1,5%
louro preto	0,56	1,94	1,92	4,4	1,5%
embaubarana	0,56	1,87	1,89	4,3	1,4%

FONTE: O autor (2015).

NOTA: FREQ. REL. = frequência relativa, em %; ABUND. REL. = abundância relativa, em %; DOM. REL. = dominância relativa, em %; IVI = índice de valor de importância; % = proporção do IVI percentual, em relação ao total.

Em termos de famílias botânicas, a mesma relação de hiperdominância pôde ser observada, porém mais acentuada. Mais da metade dos indivíduos amostrados concentram-se em apenas 5 famílias botânicas (Figura 26), das 48 identificadas: Fabaceae (13,7%), Myristicaceae (11,1%), Lecythidaceae (10,4%), Sapotaceae (8,0%) e Burseraceae (7,4%). Os resultados corroboram com estudos similares realizados na região Amazônica (RANKIN-de-MÉRONA *et al.* 1992; AMARAL *et al.* 2000). Das famílias botânicas identificadas, 42 (68,9%) foram encontradas em todos os locais amostrados e apenas duas famílias foram exclusivas à Rebio do Abufari (ABU), sendo que cada família só apresentou uma espécie cada: Connaraceae (mara-sacaca ou caqui – *Connarus perrottetii* (DC.) Planch.) e Picrodendraceae (piranheira – *Piranhea trifoliata* Baill.), ambas as espécies ocorrem tanto na várzea quanto na floresta de terra firme.

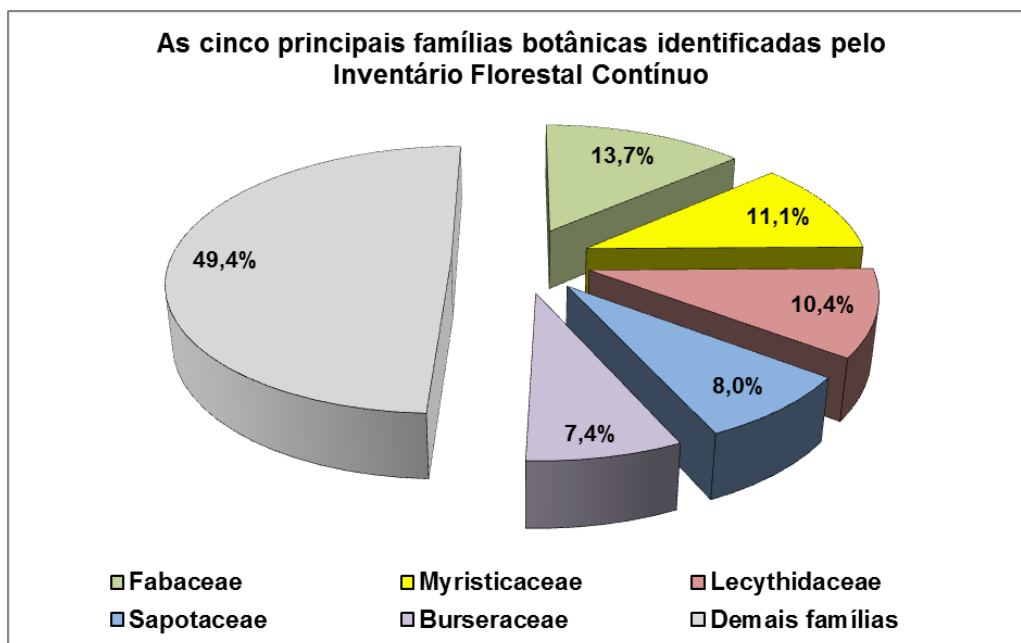


FIGURA 26 - PRINCIPAIS FAMÍLIAS BOTÂNICAS IDENTIFICADAS NO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO.

FONTE: O autor (2015).

Na análise fitossociológica a mesma relação foi observada. No entanto, considerando as famílias botânicas, foi observado que apenas cinco famílias representam 37,3% do total do índice VI (Tabela 09). Sendo que a primeira, como esperado foi a Fabaceae, com 10,6%, seguida de Lecythidaceae (8,4%) e Myristicaceae (7,2%). Importante ressaltar que os parâmetros fitossociológicos foram calculados com base em todas as espécies e famílias botânicas amostrados no inventário florestal contínuo. Considerando toda a amostragem das 1.128 parcelas instaladas, equivalente à 295,50 hectares de floresta de terra firme.

TABELA 09 - AS CINCO PRINCIPAIS FAMÍLIAS BOTÂNICAS FLORESTAIS COM OS MAIORES ÍNDICES DE VALOR DE IMPORTÂNCIA.

FAMÍLIA BOTÂNICA	FREQ. REL.	ABUND. REL.	DOM. REL.	IVI	%
Fabaceae	2,4	12,7	16,8	31,9	10,6%
Lecythidaceae	2,4	10,2	12,5	25,2	8,4%
Myristicaceae	2,4	11,1	8,3	21,7	7,2%
Sapotaceae	2,4	7,5	8,8	18,6	6,2%
Burseraceae	2,4	7,6	4,4	14,4	4,8%

FONTE: O autor (2015).

Em termos de diversidade, 23% (107 morfoespécies) do total das espécies identificadas pertencem à família Fabaceae. Apesar de alguns trabalhos precisarem ser atualizados quanto à nova classificação botânica, os resultados deste estudo acompanharam os trabalhos de Jardim e Hosokawa (1986/87); Rankin-de-Mérona *et al.* (1992); Matos e Amaral (1999); Amaral *et al.* (2000); Carneiro, 2004; Oliveira *et al.* (2008); Steege *et al.* (2013). As cinco famílias botânicas, com o maior número de espécies foram: Fabaceae, com 23% do total das espécies identificadas no inventário florestal, seguida Sapotaceae (7%), Lauraceae (6%) e Euphorbiaceae e Lecythidaceae, ambas com 5%. De todas as famílias botânicas identificadas, 15 famílias foram representadas por apenas uma espécie (Tabela 31, em ANEXO). Não foi possível identificar um padrão geográfico de ocorrência de famílias botânicas, apenas a família Rhabdodendraceae ocorreu concentrada a uma região, central (MIL e ZF5). Todas as demais famílias botânicas ocorrem de forma aparentemente aleatória.

Da necromassa foram amostrados 9.430 indivíduos, entre árvores mortas em pé (66%) e árvores caídas (34%) (Figura 27). Nenhuma árvore morta foi identificada, pois as características morfológicas dos indivíduos estavam comprometidas e poderiam influenciar na identificação. A distribuição diamétrica destes indivíduos também apresentou um comportamento exponencial negativo (Figura 28).

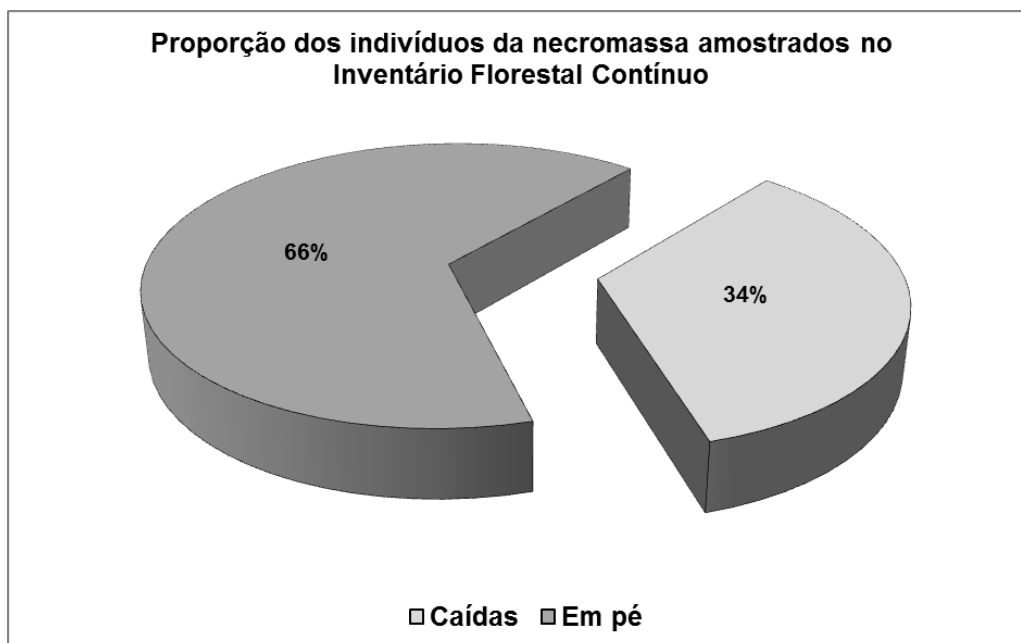


FIGURA 27 - PROPORÇÃO DOS INDIVÍDUOS DA NECROMASSA, POR CATEGORIA, AMOSTRADOS NO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO.  
 FONTE: O autor (2015).

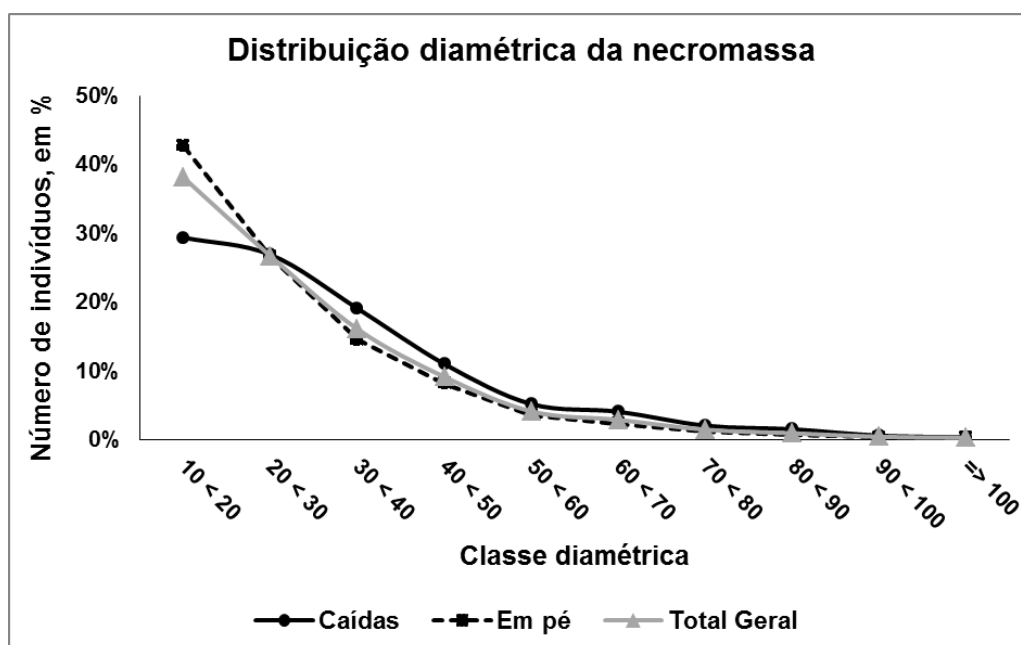


FIGURA 28 - DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA DA NECROMASSA AMOSTRADA PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO.  
 FONTE: O autor (2015).

Apesar do comportamento da curva de distribuição diamétrica ter sido similar ao observado em relação às árvores vivas, a proporção de indivíduos em cada classe foi ligeiramente distinta. Há uma proporção de árvores nas classes maiores ( $DAP \geq 40$  cm) bem acima ao observado em relação às vivas,

tanto que a média do DAP amostrado foi 27,4 cm, aproximadamente 25% superior (em pé 25,9 cm e caídas 30,2 cm). Isto pode ser devido à senescência natural das espécies, considerando uma possível relação DAP x idade (THERREL *et al.* 2007). Outra suposição é o fato de serem árvores emergentes, com suas copas no ponto alto do dossel, faz com que sejam mais susceptíveis aos efeitos meteorológicos (chuvas e ventos).

As palmeiras pertencem à família Arecaceae, e são conhecidas por serem uma das maiores famílias botânicas no mundo (RIBEIRO *et al.* 1999). As espécies desta família diferem entre si de acordo com seu porte: com caule solitário e alturas superiores a 10 m ocupam o dossel, já as do sub-bosque apresentam alturas entre 2 a 12 m, as quais frequentemente têm caules delgados e em forma de touceiras (RIBEIRO *et al.* 1999). Diante destas características, é importante frisar que o Inventário Florestal Contínuo se limitou em amostrar apenas os indivíduos com um diâmetro mínimo, logo muitas espécies de palmeiras não foram amostradas. Os indivíduos que foram amostrados também foram identificados por meio de seus respectivos nomes populares e seus diâmetros mensurados.

Ao todo foram amostrados 7.752 indivíduos de palmeiras, agrupadas entre apenas 16 morfoespécies, entre elas espécies de interesse comercial para fins alimentícios ou artesanatos: açaí de terra firme (*Euterpe precatória* Mart.), buriti (*Mauritia flexuosa* L.f.), bacaba (*Oenocarpus bacaba* Mart.) tucumã (*Astrocaryum aculeatum* G. Mey.) e paxiuba (*Socratea exorrhiza* (Mart.) H. Wendl.). As duas principais espécies, com 50% dos indivíduos amostrados foram o açaí (34%) e o babaçu (*Orbignya phalerata* Mart.), com 16% (Figura 29).

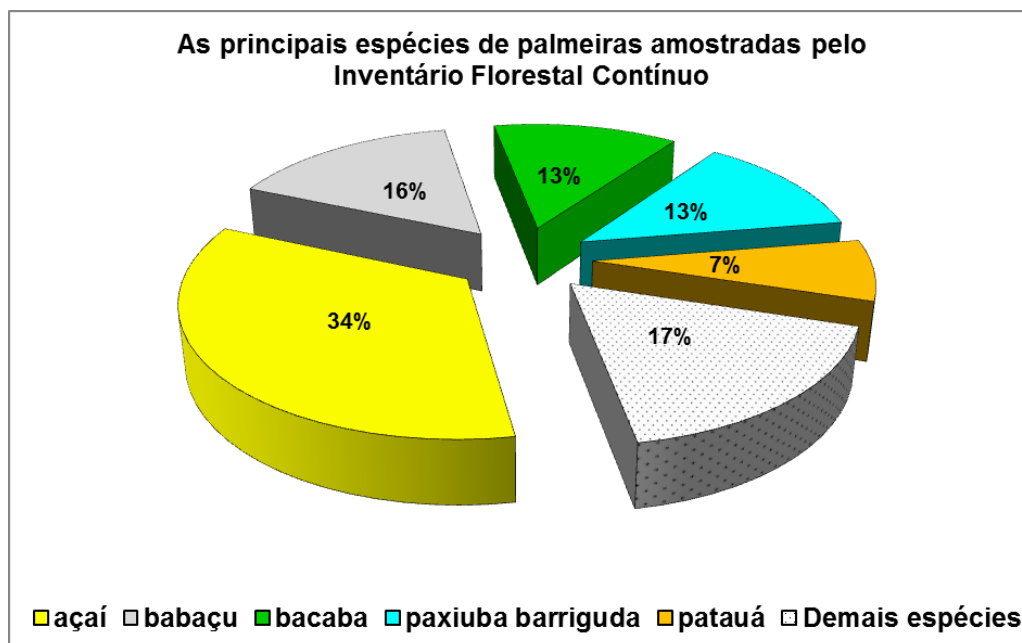


FIGURA 29 - PRINCIPAIS ESPÉCIES DE PALMEIRAS IDENTIFICADAS NO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO

FONTE: O autor (2015).

Devido às características fisiológicas naturais das palmeiras, o porte destes indivíduos foi bem menor em relação às árvores, com um DAP médio de 17,5 cm no geral, apesar de ter sido amostrado um babaçu de 56 cm. Em termos de distribuição diamétrica, como esperado, também seguiu o mesmo comportamento: exponencial negativo (Figura 30). Apenas na ZF5 não foi amostrado palmeiras, pois o procedimento de campo seguiu a metodologia descrita por Silva *et al.* (2005), na qual não prevê a mensuração de palmeiras. Em todos os demais foram observados indivíduos da família Arecaceae.

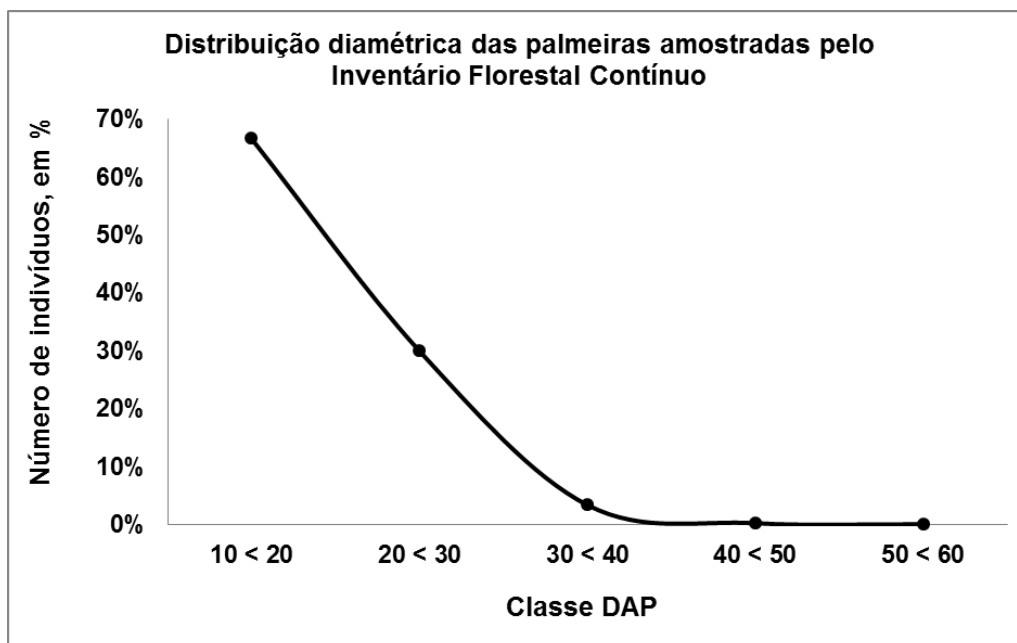


FIGURA 30 - DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA DOS INDIVÍDUOS DA FAMÍLIA ARECACEAE, AMOSTRADOS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO.  
FONTE: O autor (2015).

#### 5.1.2. Inventário de árvores caídas

Nas localidades MIL e ZF5 não foi executado o inventário de árvores caídas. Nos demais, foram amostradas um total de 1.844 árvores caídas, destas 1.803 tiveram sua altura total mensurada e 1.301 cubadas. Algumas árvores foram amostradas apenas para cubagem e outras para mensuração da altura total. Na média, em cada localidade foram amostradas pouco mais de 200 árvores. Nas Resex's Autai-Paraná (AUP), Lago Capanã Grande (CAP), Rio Unini (RUN) e na Flona de Pau Rosa (FPR), foram incluídos 1.409 dados do inventário de árvores caídas de outras ocasiões passadas. Esta inclusão foi realizada para melhorar as estimativas da altura dominante e o ajuste das equações de volume. Dessa forma, o total de indivíduos no arquivo de dados foi de 3.253.

Como o método de campo está em constante avaliação e melhoria, é possível perceber a evolução da amostragem. Nos primeiros levantamentos, iniciados em 2007, eram amostradas as árvores caídas na medida em que as mesmas eram encontradas. Com o tempo, foi observado um maior número de



árvores caídas nas classes médias (entre 20 e 40 cm de DAP) em relação às árvores na primeira classe.

São discutidas duas hipóteses centrais. A primeira é o fato de árvores finas (com até 20 cm de DAP) serem mais flexíveis e não caem com tanta facilidade. Logo, são “derrubadas” devido à queda de outras maiores. Quando isto ocorre, geralmente as árvores são muito danificadas ou acabam ficando debaixo das que caíram sobre elas, impossibilitando sua amostragem. A segunda teoria sugere que as árvores mais finas, tendem a se decompor mais facilmente e, conseqüentemente, se tornam impróprias para a amostragem (ROCHA, 2010).

De qualquer modo, diante dessa situação a equipe de campo passou a direcionar a amostragem das árvores caídas, de modo que representasse da melhor forma possível a estrutura diamétrica da floresta em pé. Nem sempre é possível, devido às limitações do sítio e de tempo. Mas, é possível observar que a distribuição diamétrica, com o passar do tempo, vem se aproximando cada vez mais da floresta em pé (Figura 31).

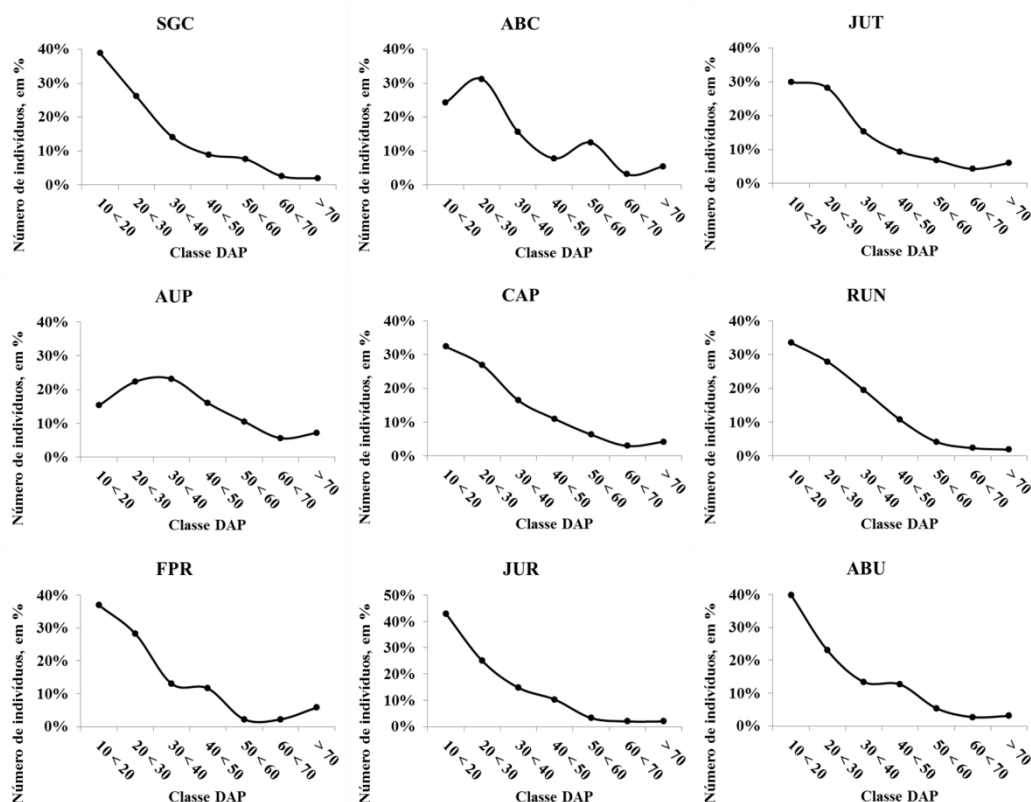


FIGURA 31 - DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA DOS INDIVÍDUOS AMOSTRADOS PELO INVENTÁRIO DE ÁRVORES CAÍDAS, POR LOCALIDADE.

FONTE: O autor (2015).

Em valores, a média de DAP mensurado (no geral) foi 45% superior à média dos diâmetros das árvores em pé ( $31,8 \text{ cm} \pm 3,1$ ) (Tabela 10). A localidade com a maior média foi AUP ( $38,6 \text{ cm} \pm 1,5$ ), seguido por FPR ( $36 \text{ cm} \pm 2$ ) e CAP ( $35,5 \text{ cm} \pm 2,3$ ). A menor média observada foi no ABU ( $24 \text{ cm} \pm 2,3$ ). Esta relação está mais relacionada à amostragem em si, que a estrutura da floresta. Por isso, a importância na concentração das árvores mais finas.

TABELA 10 - DIÂMETROS MÍNIMO, MÉDIO E MÁXIMO AMOSTRADO PELO INVENTÁRIO DE ÁRVORES CAÍDAS.

LOCAL	MÍN.	MÉD.	MÁX.
SGC	10,0	$28,4 \pm 2,6$	109,0
ABC	10,0	$33,2 \pm 3,2$	110,0
JUT	10,0	$31,9 \pm 3,5$	100,4
AUP	10,0	$38,6 \pm 1,5$	180,0
CAP	10,1	$35,5 \pm 2,3$	129,0
RUN	10,0	$32,2 \pm 1,3$	116,0
FPR	10,0	$36,0 \pm 2,0$	126,0
JUR	10,1	$26,4 \pm 2,3$	86,0
ABU	10,5	$24,0 \pm 2,3$	96,0
Geral	-	$31,8 \pm 3,1$	-

FONTE: O autor (2015).

Em termos de alturas, de fuste e total, a distribuição dos indivíduos amostrados seguiu uma tendência próxima da distribuição normal (Figura 32). A altura total média, entre todas as localidades, foi de  $22,2 \text{ m} (\pm 1)$ , corroborando com os resultados de Oliveira *et al.* (2008) e superior com o trabalho de Matos e Amaral (1999). As alturas totais tiveram uma variabilidade alta, com valores entre  $7,6 \text{ m}$  (SGC) e  $48 \text{ m}$  (CAP). Na estimativa da média das alturas, os intervalos de confiança calculados variaram um pouco menos, sendo que no geral a média variou 4% e entre as localidades amostradas, ficou entre 1,7% (RUN) e 4,9% (ABU) (Tabela 11).

TABELA 11 - ALTURAS, TOTAL, MÍNIMA, MÉDIA E MÁXIMA AMOSTRADAS PELO INVENTÁRIO DE ÁRVORES CAÍDAS.

LOCAL	HT. MÍN.	HT. MÉD.	HT. MÁX.
SGC	7,6	21,5 ± 0,9	41,8
ABC	12,6	23,8 ± 1,1	45,0
JUT	12,4	23,5 ± 1,1	40,0
AUP	7,0	22,3 ± 0,4	45,1
CAP	10,8	24,2 ± 0,6	48,0
RUN	10,6	22,4 ± 0,4	39,0
FPR	10,8	23,6 ± 0,6	46,0
JUR	10,5	22,2 ± 0,9	38,0
ABU	9,5	18,5 ± 0,9	32,5
Média geral	-	22,4 ± 1,0	-

FONTE: O autor (2015).

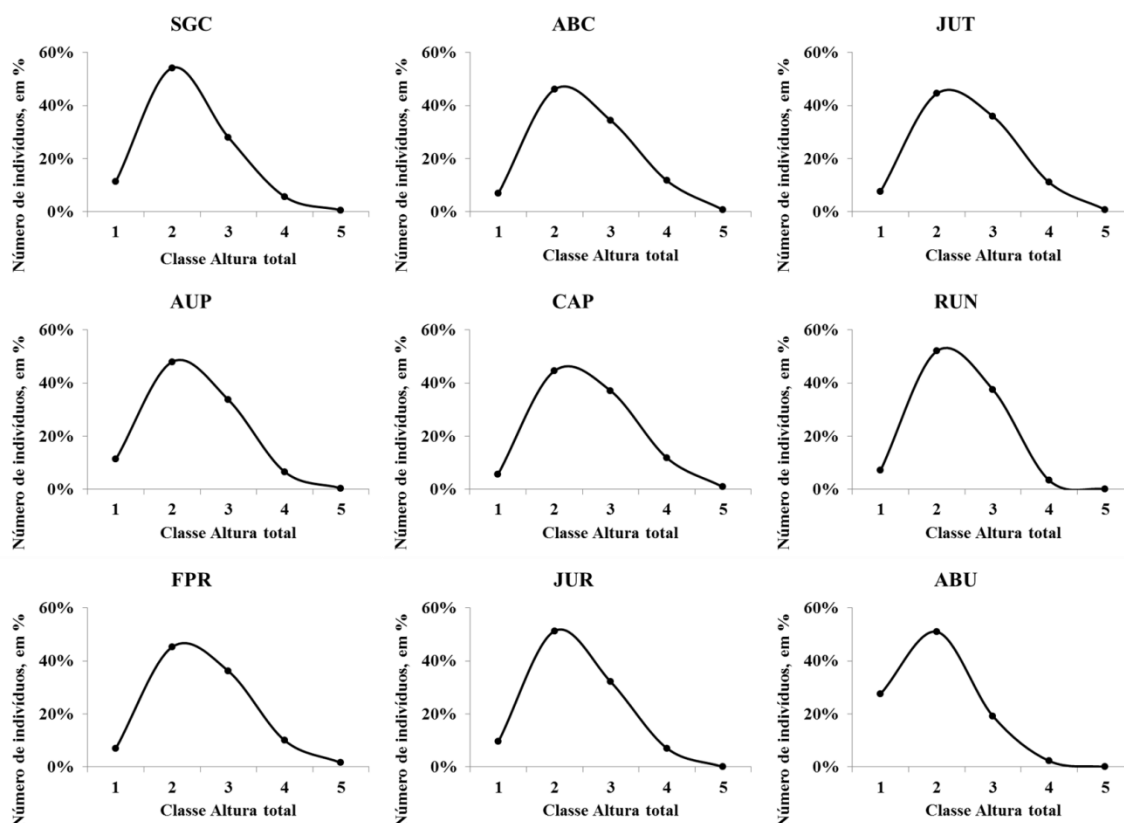


FIGURA 32 - DISTRIBUIÇÃO DOS INDIVÍDUOS, POR CLASSE DE ALTURA TOTAL, AMOSTRADOS PELO INVENTÁRIO DE ÁRVORES CAÍDAS, POR LOCALIDADE.

FONTE: O autor (2015).

NOTA: Classes 1 a 5 correspondem, respectivamente, à:  $7 \text{ m} \leq \text{Ht} < 15,2 \text{ m}$ ;  $15,2 \text{ m} \leq \text{Ht} < 23,4 \text{ m}$ ;  $23,4 \text{ m} \leq \text{Ht} < 31,6 \text{ m}$ ;  $31,6 \text{ m} \leq \text{Ht} < 39,8 \text{ m}$ ;  $\text{Ht} \geq 39,8 \text{ m}$ .

A relação DAP x Altura total seguiu uma relação padrão, com uma linha de tendência “logarítmica” (Figura 33). Apesar de variar bastante, é possível

perceber que algumas árvores, apesar de apresentar diâmetros baixos, já possuem alturas altas, dividindo o dossel com as árvores emergentes. Essa relação é explicada pela disputa natural pela luz. Devido uma planta qualquer precisar se desenvolver em um ambiente com o dossel fechado, o investimento da planta no crescimento primário (altura) é desproporcional devido ao “instinto de sobrevivência” de cada espécie.

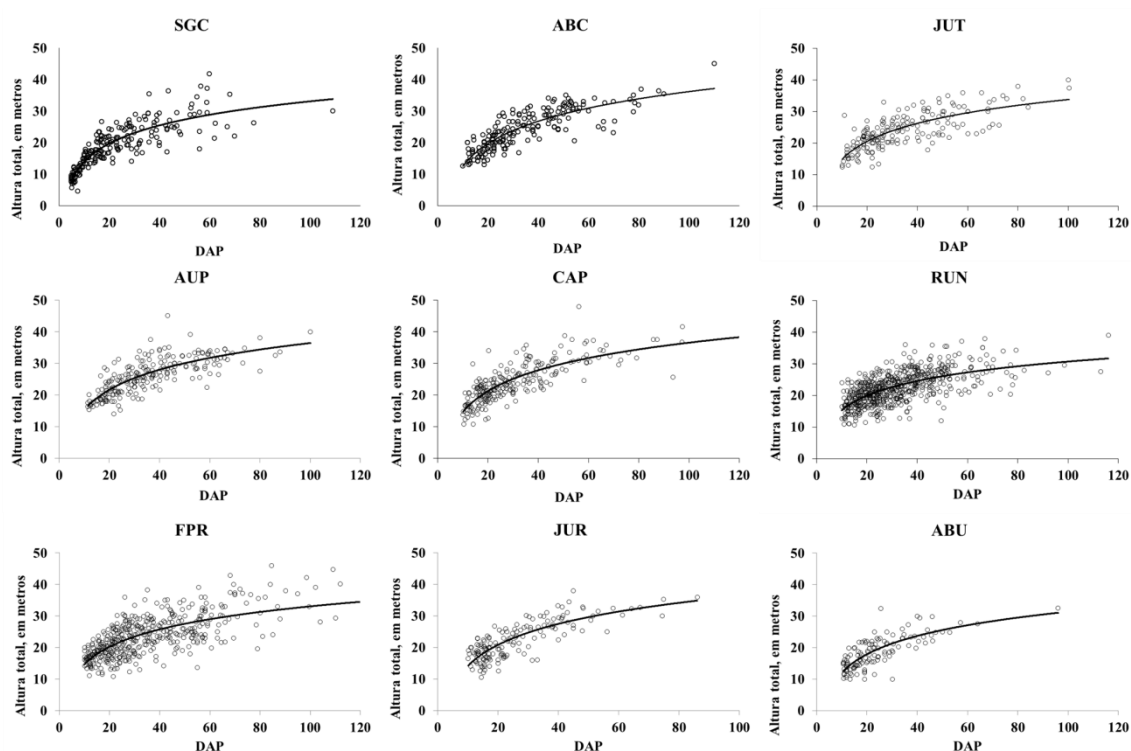


FIGURA 33 - RELAÇÃO DAP X ALTURA TOTAL, POR LOCALIDADE AMOSTRADA.  
FONTE: O autor (2015).

As florestas naturais primárias da Amazônia são ambientes “saturados” com recursos nutricionais limitados e alta competitividade (por espaço, água e nutrientes). Por isso, apesar do investimento inicial no crescimento primário, as alturas das árvores não são altas (KOCH *et al.* 2004). Prova disso são as árvores emergentes (árvores com  $DAP \geq 50$  cm), as quais apresentaram uma altura total média, no geral, de 30 m ( $\pm 1$ ). A altura do dossel (emergentes) dos sítios amostrados variou entre  $27,6 \pm 2,7$  m (ABU) e  $31,9 \pm 1,7$  (ABC). Tanto a média geral, quanto as médias dos sítios amostrados (Tabela 12), apresentaram valores similares (apesar de abaixo de 30 m nos sítios: AUP, RUN e ABU) à média apresentada em estudos de estrutura vertical da floresta

Amazônica (RANKIN-DE-MÉRONA, 1992; AMARAL *et al.* 2000; OLIVEIRA *et al.* 2008). A maioria dos indivíduos amostrados (92%) apresentaram alturas entre 12,0 a 33,0 m, ligeiramente superior ao observado por Matos e Amaral (1999). De um modo geral, as alturas por classe de DAP não variaram tanto entre as localidades, apesar de AUP apresentar as menores alturas observadas (Figura 34).

TABELA 12 - ALTURA TOTAL, POR CLASSE DIAMÉTRICA E NA MÉDIA GERAL, DAS LOCALIDADES AMOSTRADAS.

LOCAL	CLASSE DE DIÂMETRO			MÉDIA GERAL
	10 ≥ 30	30 ≥ 50	≥ 50	
SGC	18,9 ± 1,1	24,5 ± 1,8	30,0 ± 3,4	22,4 ± 1,3
ABC	19,3 ± 0,9	27,0 ± 1,3	31,9 ± 1,7	23,8 ± 1,1
JUT	20,1 ± 1,0	26,6 ± 1,5	30,6 ± 2,1	23,8 ± 1,2
AUP	19,4 ± 0,7	25,3 ± 0,8	28,1 ± 1,1	23,2 ± 0,6
CAP	20,4 ± 0,6	26,0 ± 0,8	31,1 ± 1,3	24,0 ± 0,7
RUN	19,8 ± 0,5	25,4 ± 0,6	28,6 ± 1,1	22,6 ± 0,5
FPR	20,0 ± 0,6	26,1 ± 0,9	30,5 ± 1,2	23,9 ± 0,6
JUR	19,5 ± 0,8	27,8 ± 1,6	31,4 ± 2,4	22,3 ± 1,0
ABU	16,7 ± 0,8	23,1 ± 1,7	27,6 ± 2,7	18,5 ± 0,9
<b>Geral</b>	<b>19,3 ± 0,7</b>	<b>25,7 ± 0,9</b>	<b>30,0 ± 1,0</b>	<b>22,7 ± 1,1</b>

FONTE: O autor (2015).

NOTA: ± = Intervalo de confiança à um nível de 95% de probabilidade.

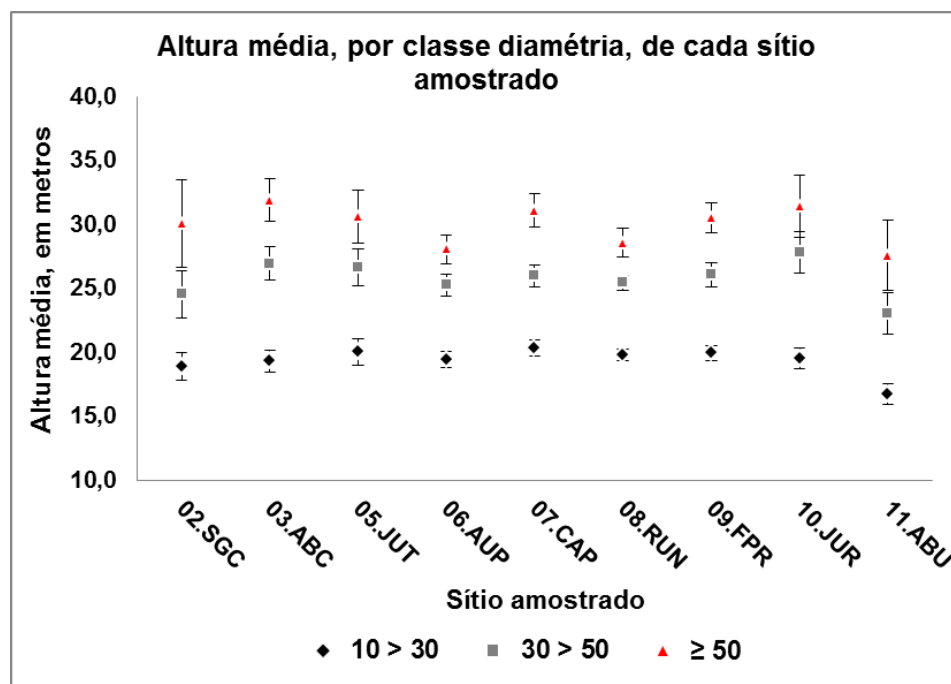


FIGURA 34 - MÉDIA DA ALTURA TOTAL, POR CLASSE DIAMÉTRICA, POR LOCALIDADE AMOSTRADA E SEUS RESPECTIVOS INTERVALOS DE CONFIANÇA.

FONTE: O autor (2015).

Em termos de altura de fuste (comprimento de tronco, até o início da copa), a incerteza (intervalo de confiança) foi baixa considerando a subjetividade da variável, no geral foi de 4,7%, variando entre 2,7% (RUN) e 6,4% (SGC). A média da altura de fuste, geral, amostrada foi de 12,2 m ( $\pm 0,6$ ), bastante similar (mínima estimativa) com os resultados encontrados por Rankin-de-Mérona *et al.* (1992), e, assim como o trabalho citado, foi observado uma alta variância com valores de 3 a 27 m.

Para o ajuste de equações de volume em cada localidade, os dados do inventário de árvores caídas foram separados de modo que sua distribuição diamétrica seguisse o padrão observado das árvores em pé. No entanto, devido à probabilidade padrão de uma árvore possuir um DAP  $\geq 40$  cm ser muito baixa (aproximadamente 8,9%), foram selecionadas um número maior de árvores nas classes superiores. Isso foi realizado para garantir que os dados usados representariam de fato a estrutura natural da floresta de cada localidade amostrada. As árvores que não foram consideradas no ajuste dos modelos, foram utilizadas para validação das equações ajustadas (Tabela 13). A seleção das árvores (do arquivo de dados), consideradas nos ajustes dos modelos, foi aleatória.

TABELA 13. NÚMERO DE ÁRVORES UTILIZADAS NOS AJUSTES DE EQUAÇÕES DE VOLUME E ALTURA DOMINANTE, POR SÍTIO.

CLASSE DAP	SGC	ABC	JUT	AUP	CAP	RUN	FPR	JUR	ABU
10 < 20	61	30	35	72	90	122	122	58	66
20 < 30	42	11	15	26	33	44	44	30	39
30 < 40	23	5	10	12	14	20	19	20	23
40 < 50	14	4	4	6	10	12	15	11	13
50 < 60	13	4	4	4	10	10	10	4	5
60 < 70	4	4	4	4	10	6	5	3	1
$\geq 70$	3	4	4	4	10	4	4	2	3
Total*	160	62	76	127	177	218	219	128	150
Total**	160	128	117	363	316	416	399	156	150

FONTE: O autor (2015).

NOTA: \* Utilizados nos ajustes. \*\* Total amostrado.

## 5.2. AJUSTE DE EQUAÇÕES DE VOLUME

Os dados muito discrepantes, como árvores com DAP  $\geq 50,0$  cm e altura de fuste de 3 m, não foram incluídos no arquivo para o ajuste das equações de volume por localidade específica. Dada à alta variabilidade florística, também não foram ajustadas equações espécie-específicas. No geral, todos os modelos testados apresentaram ajustes satisfatórios, em termos das estatísticas: coeficiente de determinação ajustado ( $R^2_{aj.}$ ), erro padrão da estimativa (Syx%), em relação à média amostrada.

Em todos os locais amostrados, nenhum ajuste de modelo volumétrico apresentou coeficientes de determinação ajustado ( $R^2_{aj.}$ ) abaixo de 0,84. Este é um indicativo excelente para a floresta amazônica, visto que o  $R^2_{aj.}$  máximo é 1,0. Evidentemente que um  $R^2_{aj.}$  alto não significa necessariamente que a equação ajustada é adequada, mas demonstra que mais de 84% de toda a variabilidade dos dados (volume) podem ser representados pelos modelos ajustados. Em termos de erro, o Syx% seguiu a mesma tendência e também apresentou resultados excelentes. Em todos os ajustes, o erro foi abaixo do limite aceitável pela literatura (10%).

No entanto, apesar dos parâmetros apresentarem valores atrativos, no processo de validação dos modelos ajustados foi observado que alguns modelos, estimaram valores negativos para as árvores de menor porte (DAP < 30,0 cm). Isso é um indicativo que o modelo em si não é recomendável para toda a variabilidade dos dados, ou seja, idealmente um modelo ajustado para cada classe de diâmetro. Por isso, a análise do gráfico de resíduos do ajuste é tão importante no processo de escolha do melhor modelo. Em São Gabriel da Cachoeira (SGC), o ajuste do modelo 2 (Stoate) gerou as melhores estatísticas ( $R^2_{aj.}$  0,94 e Syx% 5,5%), mas a equação estimou valores de volume negativos para árvores da primeira classe (ANEXO – Tabela 33). No geral, a média do  $R^2_{aj.}$  de todos os modelos ajustados foi de 0,94 ( $\pm 0,01$ ) e a média do erro foi de 5,3% ( $\pm 0,6$ )

Estes resultados dos ajustes podem ser considerados robustos e consistentes. Estudos em áreas mais homogêneas, equiâneas (plantios) ou considerando apenas uma espécie específica ou um conjunto de espécies

distinto, geraram resultados ( $R^2$ .aj) bastante similares. Em termos de erro ou análise de precisão dos modelos, é difícil comparar com outros estudos. A apresentação deste parâmetro varia muito de acordo com a região onde o trabalho é conduzido e onde o mesmo é publicado. Geralmente os erros são apresentados em valores absolutos: na forma de Quadrado Médio do Erro ou Resíduo (QMerro), Erro padrão da estimativa (Syx) ou Coeficiente de variação. Raramente são apresentados os gráficos de distribuição dos resíduos. Outro ponto é a não padronização de modelos.

Trabalhando com dados de uma floresta plantada de *Eucalyptus* sp., Couto e Bastos (1987), apresentaram resultados dos ajustes de equações de volume para cada estrato, talhão e categoria de uso das árvores (celulose e energia). Para a estimativa de volume para celulose, os  $R^2$  foram todos acima de 0,96, enquanto para energia abaixo de 0,80 (apenas em um estrato foi de 0,90), resultados similares aos desta pesquisa. A precisão dos modelos foi apresentada na forma de “teste de F”, logo, não pôde ser diretamente comparada com o presente estudo. No entanto, é possível observar que em termos de coeficiente de determinação, mesmo com base em dados bastante heterógenos (Amazônia), os resultados foram bem próximos.

No trabalho de Batista *et al.* (2004), os quais utilizaram dados de cubagem de caxeta (*Tabebuia cassinoides* (Lam.) DC.) no ajuste de 16 modelos diferentes, apresentaram resultados de  $R^2$  bem próximos, em termos de erro, é difícil comparar, visto que os valores absolutos de erro não são comparáveis. Em um estudo com bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth.), Machado *et al.* (2008), o ajuste de equações gerou coeficientes de determinação ( $R^2$ ) altos ( $> 0,90$ ), mas os erros (Syx%) também ( $> 10\%$ ). Em uma floresta equiânea no Estado da Virgínia (EUA), Jiang *et al.* (2005) ajustaram equações de volume, para árvores dominantes e codominantes, e apresentaram valores de  $R^2$  acima de 0,90 e Syx (valores absolutos) baixos. No Brasil, muitos trabalhos de ajuste de equações volumétricas foram realizados em florestas plantadas, homogêneas e equiâneas.

Em florestas tropicais, Akindele e LeMay (2006), ajustaram equações de volume para espécies específicas e grupos de espécies florestais na África e apresentaram resultados (valores de  $R^2$  e Erro padrão da estimativa) similares aos resultados encontrados por esta pesquisa. Em Porto Rico,



Brandeis *et al.* (2006) também apresentaram ajustes com valores de  $R^2$  altos ( $R^2 > 0,90$ ). No entanto, em termos de precisão, os erros dos ajustes foram apresentados no formato de QMerro e, portanto, não foi possível comparar com os resultados desta pesquisa.

Especificamente na Amazônia, Higuchi e Ramm (1985) trabalharam com dados da Amazônia Central (Manaus) e os resultados dos ajustes também geraram  $R^2$  bastante altos ( $> 0,89$ ) e Erros Padrão da Estimativa baixos, mas apresentados em valores absolutos. Na Amazônia Oriental (Pará), Rolim *et al.* (2006) apresentaram resultados dos ajustes de equações de volume bem similares ao presente estudo, com  $R^2$  ( $> 0,80$ ). Em termos de erro, os modelos de Stoute e Schumacher-Hall apresentaram os melhores níveis, mas ainda assim altos para os padrões florestais ( $Syx\% > 10\%$ ), já o modelo de Kopecky-Gehrhardt apresentou um  $Syx\%$  muito alto (55%). Barros e Silva Jr. (2009) apresentaram resultados satisfatórios para o ajuste de equações de volume, mas com os parâmetros de precisão ( $R^2$  e  $Syx$ ) gerando valores piores que os trabalhos anteriores.

Comparando os modelos de simples entrada com os de múltipla entrada (tendo a altura como variável independente), não foi observada uma diferença significativa. Os modelos de Kopecky e Berkhout (linear e não-linear, respectivamente) geraram um  $R^2_{aj}$  médio (considerando os resultados dos ajustes em todas as localidades amostradas) de 0,91 ( $\pm 0,02$ ) e 0,92 ( $\pm 0,02$ ) e incertezas de 6,3% ( $\pm 1,5$ ) e 6,2% ( $\pm 1,2$ ), respectivamente. Já os que consideraram também a altura (Stoute, Spurr e Schumacher-Hall) resultaram em parâmetros:  $R^2$  de 0,96 ( $\pm 0,02$ ), 0,94 ( $\pm 0,03$ ) e 0,96 ( $\pm 0,02$ ) e  $Syx\%$  de 4,4% ( $\pm 0,9$ ), 4,7% ( $\pm 1,2$ ) e 4,8% ( $\pm 1,0$ ), respectivamente.

Avaliando essa diferença entre os desempenhos dos modelos de simples entrada (apenas DAP) e de múltipla entrada (considerando a altura), em todos os trabalhos citados apresentaram diferenças de precisão relativamente baixas (diferenças inferiores a 3%). Portanto, considerando a dificuldade em mensurar a altura das árvores em condições ideais (RENNIE, 1979; WILLIAMS *et al.* 1994), acrescida dos obstáculos encontrados nas florestas tropicais (HUNTER *et al.* 2013) e correlacionando com a relação custo x benefício da inclusão da altura nas equações (aumento de no máximo 0,05

no  $R^2_{aj.}$  e redução de 1,9% no erro), percebe-se que não compensa considerar alturas nas equações de volume.

Dessa forma, para seleção do melhor modelo para estimativa de volume de madeira nos sítios amostrados, foram comparados apenas os modelos de Kopezki-Gehhardt e Berkhout. O primeiro gerou estimativas negativas para algumas localidades. Os parâmetros ( $R^2$  e  $Syx\%$ ) do modelo não-linear foram melhores em todas as localidades. Dessa forma, o modelo de Berkhout provou, por meio da análise de regressão dos dados de cubagem de árvores caídas, ser o modelo ideal, entre os cinco analisados, para ajuste de equações de volume na Amazônia. As equações de volume, de cada localidade, estão disponíveis na Tabela 14, abaixo.

TABELA 14 - MODELO DE BERKHOUT AJUSTADOS PARA ESTIMATIVA DE VOLUME INDIVIDUAL, DE CADA LOCALIDADE, COM SEUS RESPECTIVOS COEFICIENTES E ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO.

LOCAL.	N	EQUAÇÃO AJUSTADA	$R^2_{aj}$	INCERTEZA (%)
SGC	160	$V = 0,0011 \times DAP^{1,9330}$	0,92	6,5%
ABC	62	$V = 0,0001 \times DAP^{2,5486}$	0,92	8,8%
JUT	76	$V = 0,0006 \times DAP^{2,0640}$	0,94	6,7%
AUP	127	$V = 0,0001 \times DAP^{2,4369}$	0,85	5,9%
CAP	177	$V = 0,0002 \times DAP^{2,3445}$	0,91	8,9%
RUN	218	$V = 0,0006 \times DAP^{2,1034}$	0,95	1,8%
FPR	219	$V = 0,0006 \times DAP^{2,1448}$	0,90	6,7%
JUR	128	$V = 0,0007 \times DAP^{2,0610}$	0,94	5,3%
ABU	150	$V = 0,0001 \times DAP^{2,5761}$	0,97	5,3%

FONTE: O autor (2015).

NOTA: N = número de árvores utilizadas na regressão; V = volume, em  $m^3$ ;  $R^2_{aj.}$  = coeficiente de determinação ajustado.

A partir das equações ajustadas em nove localidades diferentes no Amazonas, foi realizada uma ANOVA nos dados de volume para avaliar a similaridade estatística entre os locais amostrados. De acordo com os resultados da análise (Quadro 02), foi observado fortes tendências de que pelo menos uma média se distingue das demais ( $p < 0,000$ ). Assim, foi realizado um teste *post hoc* de Tukey, para analisar qual das localidades difere das demais.

QUADRO 02 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA DAS MÉDIAS DE VOLUME ENTRE AS LOCALIDADES COM EQUAÇÕES DE VOLUME ESPECÍFICAS.

FONTE DE VARIAÇÃO	GL	SQC	SQM	F	p
Regressão	8	3.178,71	397,34	394,67	0,0000
Resíduo	968	1.745,71	1,01		

FONTE: O autor (2015).

NOTA: GL = graus de liberdade; SQC = soma dos quadrados corrigidos; SQM = soma dos quadrado médio.

A matriz de correlação de Tukey (Quadro 03) apresenta as probabilidades da similaridade estatística entre as localidades. De acordo com os resultados do teste, é possível apontar que a Flona de Pau Rosa (FPR) e a floresta de São Gabriel da Cachoeira (SGC) foram os locais que apresentaram fortes evidências de que são distintas, estatisticamente falando, dos demais pontos ( $p < 0,0000$ ).

QUADRO 03 – MATRIZ DE PROBABILIDADE DO TESTE DE TUKEY DAS MÉDIAS DE VOLUME ENTRE AS LOCALIDADES AMOSTRADAS.

	ABC	ABU	AUP	CAP	FPR	JUR	JUT	RUN	SGC
ABC	1								
ABU	0,0202	1							
AUP	0,0009	0,9999	1						
CAP	0,5456	0,6508	0,2086	1					
FPR	0,0012	0,0000	0,0000	0,0000	1				
JUR	0,0141	0,9999	0,9999	0,5979	0,0000	1			
JUT	0,6441	0,7947	0,4078	0,9999	0,0000	0,7597	1		
RUN	0,0143	0,9937	0,8424	0,8786	0,0000	0,9905	0,9680	1	
SGC	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	1

FONTE: O autor (2015).

Em seguida, foi realizado uma análise de covariância (ANCOVA), com base na variável “dummy” para avaliar as interações entre as variáveis DAP e Volume, com base na variável categórica “Localidade” (Quadro 04). De acordo com os resultados, foi identificada, novamente, uma diferença estatística significativa, que demonstra a impossibilidade de considerar uma equação única para todo o Amazonas. Portanto, para a estimativa de volume em uma localidade, o ideal é ajustar uma equação específica para a área alvo.

QUADRO 04 – ANÁLISE DE COVARIÂNCIA DA INTERAÇÃO DAS EQUAÇÕES DE VOLUME AJUSTADAS E A VARIÁVEL CATEGÓRICA “LOCALIDADE”, POR MEIO DE VARIÁVEL DUMMY.

FONTE VARIACÃO	DE	GL	SQC	SQM	F	p
A1		1	790,34	790,34	785,04	0,0000
A2		1	368,65	368,65	366,18	0,0000
A3		1	531,29	531,29	527,72	0,0000
A4		1	866,55	866,55	860,74	0,0000
A5		1	2.196,35	2.196,35	2.181,62	0,0000
A6		1	395,39	395,39	392,74	0,0000
A7		1	595,46	595,46	591,47	0,0000
A8		1	1.162,88	1.162,88	1.155,08	0,0000
A		8	3.7178,71	397,34	394,67	0,0000
Erro		968	1.1745,71	1,80		

FONTE: O autor (2015).

NOTA: A1, ... A8 = interações entre as localidades; A = o conjunto de todas as localidades

### 5.3. ESTIMATIVAS DE INFERÊNCIA

#### 5.3.1. Densidade ( $N \cdot ha^{-1}$ )

Considerando a média geral, das médias estimadas por localidade amostrada, a densidade de árvores vivas ( $DAP \geq 5$  cm), na floresta de terra firme do estado do Amazonas, foi estimada em  $1.082 \text{ ind} \cdot ha^{-1}$  ( $\pm 78$ ). Avaliando exclusivamente a densidade das árvores adultas ( $DAP \geq 10$  cm), a estimativa cai quase 53%, para  $509 \text{ ind} \cdot ha^{-1}$  ( $\pm 31$ ). A densidade de árvores adultas estimada por esta pesquisa é um pouco abaixo de algumas estimativas descritas por outros trabalhos realizados na região, principalmente por se tratar exclusivamente de árvores, em outros estudos são contempladas palmeiras e lianas (cipós) (RANKIN-de-MÉRONA *et al.* 1992; MATOS & AMARAL, 1999; AMARAL *et al.* 2000; OLIVEIRA *et al.* 2008; STEEGE *et al.* 2013). Com a inclusão de palmeiras há um ligeiro aumento na estimativa ( $534 \text{ ind} \cdot ha^{-1} \pm 26$ ).

Como lianas (cipós) não foram amostradas nos inventários florestais, não há como realizar esta comparação com outros autores.

Um diferencial nesta pesquisa é a amostragem da regeneração natural (RN;  $5 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 10 \text{ cm}$ ), que, como discutido anteriormente, representa mais da metade dos indivíduos vivos em uma floresta. Poucos trabalhos científicos na Amazônia foram publicados com avaliações da RN. Porto *et al.* (1976) analisaram a fitossociologia de uma área de floresta de terra firme e consideraram indivíduos com  $\text{DAP} \geq 5 \text{ cm}$ , mas não realizaram nenhuma estimativa de inferência. Gama *et al.* (2002) analisaram a estrutura da RN de uma floresta explorada no estado do Pará. Apesar de considerarem uma amostragem de indivíduos com  $\text{DAP} < 10,0 \text{ cm}$ , não fizeram uma separação clara dos resultados. Segundo o estudo de Gama *et al.* (2002), foi observado uma densidade de  $13.380 \text{ ind.ha}^{-1}$ , considerando indivíduos com altura ( $h$ )  $\geq 3,0 \text{ m}$  e  $\text{DAP} < 15,0 \text{ cm}$ . Rayol *et al.* (2011), também estudaram a RN de uma floresta manejada, mas suas análises envolveram desde mudas ( $h \geq 0,3 \text{ m}$ ) até indivíduos com  $\text{DAP} \geq 5,0 \text{ cm}$ , o que resultou numa estimativa de densidade média de  $73.933 \text{ ind.ha}^{-1}$ .

Dada a disponibilidade limitada de estudos considerando a RN e a vasta quantidade de trabalhos com  $\text{DAP}$  mínimo de  $10,0 \text{ cm}$ , será dada ênfase aos resultados das inferências para as árvores vivas adultas (palmeiras serão excluídas das análises). Sendo assim, com base nas estimativas de densidade, foi observada uma alta variação nas médias entre as localidades amostradas. A menor densidade estimada foi da Reserva do Abufari (ABU), com  $419 \text{ ind.ha}^{-1}$  ( $\pm 25$ ) e a maior no Parque Fenológico da Embrapa Amazônia Ocidental (ZF5) com  $588 \text{ ind ha}^{-1}$  ( $\pm 30$ ) (Tabela 15).

TABELA 15 - DENSIDADES MÉDIAS ESTIMADAS DE CADA LOCALIDADE E A MÉDIA GERAL DO ESTADO DO AMAZONAS, CONSIDERANDO ÁRVORES VIVAS ADULTAS, RN E PALMEIRAS.

LOCAL.	VIVAS. AD.	VIVAS. RN	PALM.	TOTAL
SGC	547 ± 35	634 ± 70	8 ± 3	1189 ± 108
ABC	521 ± 11	511 ± 36	34 ± 4	1067 ± 52
ZF5*	588 ± 30	693 ± 67	-	1281 ± 102
JUT	543 ± 18	599 ± 53	21 ± 5	1164 ± 76
AUP	542 ± 13	592 ± 40	30 ± 5	1163 ± 58
CAP	458 ± 18	403 ± 34	42 ± 4	903 ± 56
RUN	521 ± 12	563 ± 37	36 ± 4	1121 ± 53
FPR	478 ± 10	485 ± 32	21 ± 2	984 ± 44
JUR	476 ± 11	564 ± 34	12 ± 3	1052 ± 48
ABU	419 ± 25	433 ± 51	46 ± 10	899 ± 86
<b>Geral</b>	<b>509 ± 31</b>	<b>548 ± 56</b>	<b>25 ± 9</b>	<b>1082 ± 78</b>

FONTE: O autor (2015).

NOTA: VIVAS AD. = árvores vivas, com DAP ≥ 10 cm; VIVAS RN = árvores vivas da regeneração natural (5 cm ≤ DAP < 10 cm); PALM. = palmeiras; \* Não foram amostradas palmeiras.

A Análise de Variância (ANOVA) entre as médias estimadas da densidade apresentou fortes evidências de que há pelo menos uma média que se distingue das demais significativamente ( $p < 0,0000$ ) (Quadro 05). Em seguida, o teste de *Tukey* foi aplicado para analisar as correlações entre as médias (Quadro 04). Com base nos resultados do teste de *Tukey*, foi identificado algumas semelhanças estatísticas ( $p > 0,9999$ ) entre alguns sítios, como São Gabriel da Cachoeira (SGC) e a Resex do Auati-Paraná (AUP), por exemplo. Por outro lado, foram identificadas fortes evidências de diferença estatística ( $p < 0,0000$ ), como na correlação entre a média da densidade da Resex do Rio Jutai (JUT) e da Flona de Pau Rosa (FPR).

Considerando a relação da localização geográfica de cada localidade, associada à calha do rio, ou tipo de água (barrenta ou preta), não foi observada uma relação específica. Na calha do rio Negro, as localidades São Gabriel (SGC) e Resex do Rio Unini (RUN) demonstraram fracas evidências de que seriam distintas ( $p < 0,48$ ). No entanto, as duas áreas da região Central, Mil Madeiras (MIL) e a Embrapa (ZF5) apresentaram fortes tendências de diferenças estatísticas ( $p < 0,0000$ ). Assim como a Reserva Extrativista do Baixo Juruá (JUR), que fica localizada entre as Reservas Extrativistas do Auati-Paraná (AUP) e Rio Jutai (JUT), na mesma calha de rio (Solimões), apresentou fortes evidências de diferença estatística entre AUP e JUT ( $p < 0,0000$ ).

QUADRO 05 - RESULTADO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DAS MÉDIAS ESTIMADAS DE DENSIDADE ENTRE AS LOCALIDADES AMOSTRADAS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO.

FONTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	F	p
Localidade	10	$1,14 \times 10^5$	$1,14 \times 10^4$	23,11	0,00000
Erro	1.136	$5,59 \times 10^5$	$4,92 \times 10^2$		

FONTE: O autor (2015).

QUADRO 06 - MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE TUKEY, DAS MÉDIAS DE DENSIDADE ENTRE AS LOCALIDADES AMOSTRADAS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO.

	MIL	SGC	ABC	ZF5	JUT	AUP	CAP	RUN	FPR	JUR	ABU
MIL	1										
SGC	0,0000	1									
ABC	0,0000	0,5827	1								
ZF5	0,0000	0,7780	0,1229	1							
JUT	0,0000	0,9999	0,7852	0,6639	1						
AUP	0,0000	0,9999	0,8100	0,5933	0,9999	1					
CAP	0,9999	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	1				
RUN	0,0000	0,4847	0,9999	0,1063	0,7102	0,7316	0,0000	1			
FPR	0,9246	0,0000	0,0104	0,0001	0,0000	0,0000	0,7936	0,0042	1		
JUR	0,9608	0,0000	0,0084	0,0001	0,0000	0,0000	0,8656	0,0034	0,9999	1	
ABU	0,0955	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,1848	0,0000	0,0015	0,0027	1

FONTE: O autor (2015).

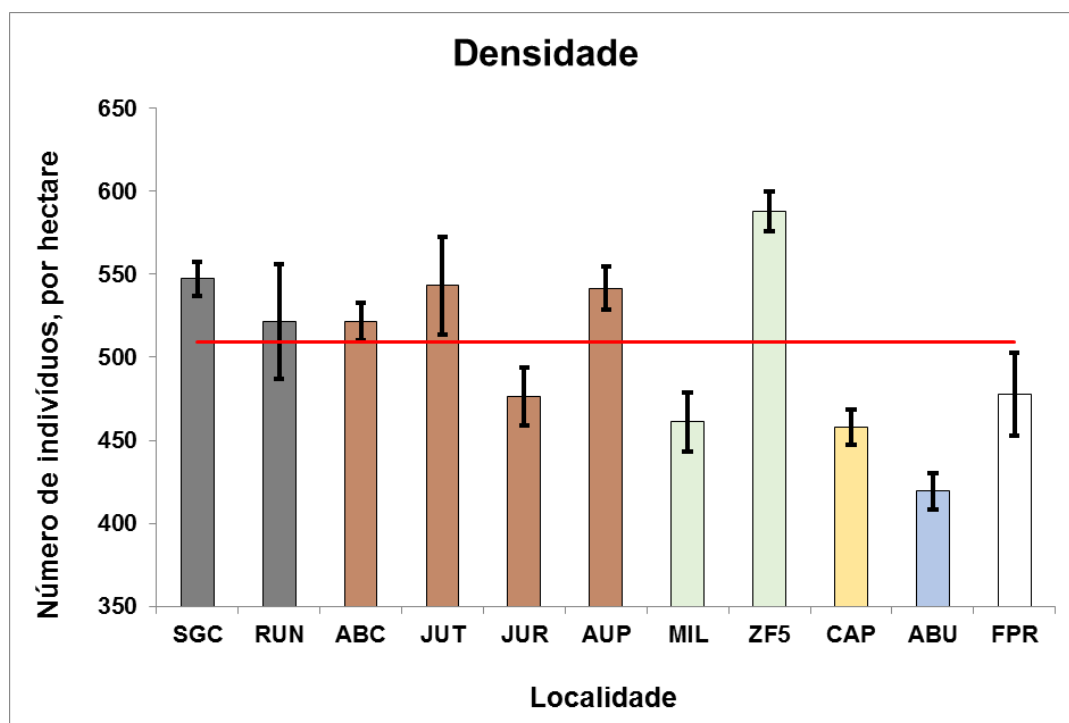


FIGURA 35. DENSIDADE MÉDIA DE ÁRVORES VIVAS ADULTAS, ESTIMADA DE CADA LOCALIDADE AMOSTRADA PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO.

FONTE: O autor (2015).

NOTA: Barras com cores iguais significam a mesma calha de rio.

Considera-se que localidades mais produtivas ou com uma disponibilidade de nutrientes nos solos mais acentuada podem possuir uma capacidade de sustentar um maior número de indivíduos por unidade de área. Sendo assim, pode ser realizada uma análise empírica que a localidade com a maior capacidade de produção é a ZF5, seguida por SGC e JUT. No entanto, o número de indivíduos (somente) pode não representar necessariamente esta capacidade de sustentação, pois, as médias de DAP destas localidades (ZF5 21,2 cm; SGC 21,0 cm; JUT 21,3 cm) foram ligeiramente inferiores à média geral (21,9 cm). Outro ponto é a proporção de indivíduos nas classes de DAP, sendo que há uma concentração acima da média nas duas primeiras classes e, consequentemente, inferior nas classes maiores (Tabela 06).

Outros fatores precisam ser considerados na questão de capacidade de sustentação. As relações entre DAP x idade, regeneração x distúrbio entre outras, precisam ser estudadas e compreendidas para uma conclusão mais contundente. Mas, devido à dificuldade de avaliar estas relações, outras



variáveis precisam ser avaliadas, como a Área Basal (G), Altura dominante (Hdom) e os estoques de biomassa (AGB).

A densidade em si, devido à enorme influência de indivíduos nas primeiras classes, pode ser considerada como um fator de capacidade de regeneração pós-distúrbios (*blowdowns*, por exemplo; NEGRÓN-JUAREZ *et al.* 2010). Uma localidade com uma densidade alta leva a crer que algum evento incentivou o estabelecimento de muitos indivíduos de DAP baixo. Já a área basal (G) pode ser interpretada como uma relação do DAP em função da idade. Considerando uma idade média de 1.500 anos (CHAMBERS *et al.* 1998), uma localidade que conseguiu estabelecer a maior G pode possuir uma capacidade produtiva maior que os demais. Por fim, a altura dominante (Hdom) pode representar o incremento em função do tempo, já que a altura não é tão influenciada pela densidade quanto o diâmetro, também como um diferenciador de sítios.

### 5.3.2. Área Basal (G, $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ )

Levando em consideração apenas árvores vivas, com DAP  $\geq 10,0$  cm, a média da Área Basal (G) das florestas de terra firme, do estado do Amazonas, foi estimada em  $25,7 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$  ( $\pm 1,0$ ). Variando entre  $21,9 \pm 1,3 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$  (ABU) e  $27,9 \pm 1,5 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$  (ZF5), as três localidades com as maiores estimativas de Área Basal foram: ZF5; AUP ( $27,0 \pm 0,9 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ ) e CAP ( $26,8 \pm 1,2 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ ). A ZF5, com base nas estimativas de densidade, já se esperava que também se destacasse na média de área basal. Porém, considerando que SGC e JUT representaram um ‘grupo’ específico com uma densidade média 7,4% e 6,6% (respectivamente) acima da média geral, esperava-se uma estimativa de G maior. A Tabela 16 apresenta as médias de G estimadas por localidade e para as florestas primárias de terra firme do estado do Amazonas em geral.

TABELA 16 - ÁREA BASAL MÉDIA DAS ÁRVORES VIVAS ADULTAS, RN E TOTAL, DE CADA LOCALIDADE AMOSTRADA PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO E A MÉDIA GERAL.

LOCAL.	G (AD.)	G (RN)	G (TOTAL)
MIL	24,2 ± 0,8	2,0 ± 0,1	26,2 ± 0,8
SGC	25,4 ± 1,2	2,6 ± 0,3	28,0 ± 1,2
ABC	26,6 ± 0,9	2,2 ± 0,2	28,8 ± 0,9
ZF5	27,9 ± 1,5	2,9 ± 0,3	30,8 ± 1,5
JUT	26,4 ± 1,0	2,5 ± 0,2	28,9 ± 1,0
AUP	27,0 ± 0,9	2,5 ± 0,2	29,6 ± 0,9
CAP	26,8 ± 1,2	1,8 ± 0,2	28,6 ± 1,2
RUN	25,4 ± 0,8	2,4 ± 0,2	27,7 ± 0,8
FPR	26,1 ± 0,8	2,1 ± 0,1	28,2 ± 0,8
JUR	24,6 ± 0,8	2,4 ± 0,2	27,1 ± 0,9
ABU	21,9 ± 1,3	1,9 ± 0,2	23,8 ± 1,3
Geral	25,7 ± 1,0	2,3 ± 0,2	28,0 ± 1,1

FONTE: O autor (2015).

NOTA: LOCAL. =Localidade; G = Área basal estimada, em m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>; AD. = árvores adultas, com DAP ≥ 10 cm; RN = Regeneração natural, árvores com 5 cm ≤ DAP < 10 cm.

A ANOVA (Quadro 05) apresentou fortes evidências de que, pelo menos, uma média se destaca entre as demais ( $p < 0,0000$ ). Pelo teste de *Tukey*, é possível distinguir algumas correlações (Quadro 06). A média da área basal estimada na Reserva Biológica do Abufari (ABU) apresentou uma diferença significativa com todas as demais localidades, exceto com a área da Mil Madeiras (MIL) e da Resex do Baixo Juruá (JUR). Já a média de G da floresta da região de Atalaia do Norte e Benjamin Constant apresentou uma correlação quase perfeita com as médias das localidades das Resex's Rio Jutai (JUT), Auati-Paraná (AUP), Lago Capanã Grande (CAP), da Flona de Pau Rosa (FPR) e do Parque Fenológico da Embrapa (ZF5). Estas relações podem ser observadas entre todas as localidades amostradas, não apresentando um padrão específico.

QUADRO 07 - RESULTADO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DAS MÉDIAS ESTIMADAS DE ÁREA BASAL ENTRE AS LOCALIDADES AMOSTRADAS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO.

FONTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	F	P
Localidade	10	$1,22 \times 10^2$	12,1511	7,5140	0,00000
Erro	1.136	$1,83 \times 10^3$	1,6171		

FONTE: O autor (2015).

QUADRO 08 - MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE TUKEY, DAS MÉDIAS DE ÁREA BASAL ENTRE AS LOCALIDADES AMOSTRADAS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO.

	MIL	SGC	ABC	ZF5	JUT	AUP	CAP	RUN	FPR	JUR	ABU
MIL	1										
SGC	0,8312	1									
ABC	0,0163	0,8030	1								
ZF5	0,1446	0,7182	0,9974	1							
JUT	0,0623	0,9563	0,9999	0,9870	1						
AUP	0,0001	0,3527	0,9999	0,9999	0,9962	1					
CAP	0,0035	0,5794	0,9999	0,9994	0,9998	0,9999	1				
RUN	0,7910	0,9999	0,6855	0,6720	0,9122	0,2089	0,4202	1			
FPR	0,1358	0,9962	0,9986	0,9459	0,9999	0,9079	0,9818	0,9888	1		
JUR	0,9999	0,9917	0,1083	0,3015	0,2861	0,0093	0,0341	0,9901	0,4989	1	
ABU	0,1151	0,0010	0,0000	0,0006	0,0000	0,0000	0,0000	0,0004	0,0000	0,0215	1

FONTE: O autor (2015).

Sobre JUR, o posicionamento das parcelas do inventário florestal (ANEXO) poderia justificar a estimativa de G quase 5% abaixo da média geral do estado. Com base nas definições de fitofisionomias do IBGE, as amostras de campo ficaram relativamente próximas às áreas de Floresta Aberta Aluvial e formações pioneiras. Considerando um possível 'efeito de borda', é provável que esta proximidade influenciou na estimativa da área basal. Para a Resex do Rio Jutai, apesar de estar localizada na região do Alto Solimões, a reserva está cercada por dois rios de água preta, o que pode explicar a similaridade da G estimada com os localizados no rio Negro, como a RUN (Figura 36).

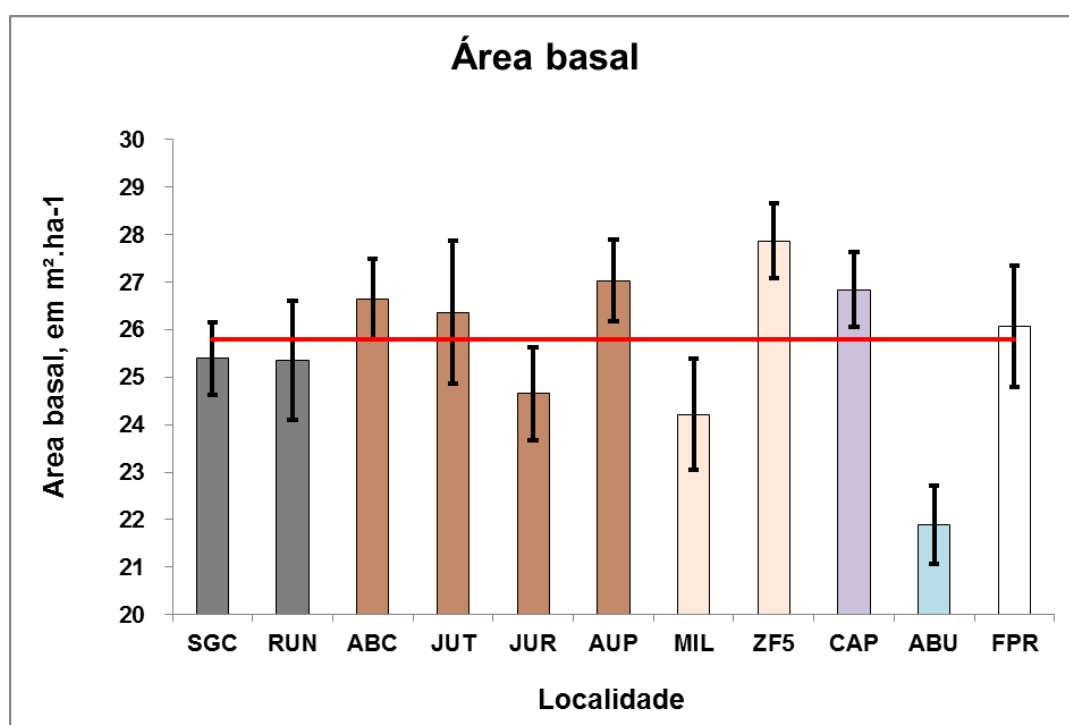


FIGURA 36 - ÁREA BASAL MÉDIA DE ÁRVORES VIVAS ADULTAS, ESTIMADA DE CADA LOCALIDADE AMOSTRADA PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO.

FONTE: O autor (2015).

NOTA: Barras com cores iguais significam a mesma calha de rio.

## 5.4. ESTOQUE DE VOLUME

### 5.4.1. Volume de tora Geral

As estimativas dos estoques de volume médio, por hectare ( $\text{ha}^{-1}$ ), de cada localidade foram calculadas considerando apenas as árvores vivas. O estoque de volume, de tora, das árvores adultas ( $\text{DAP} \geq 10 \text{ cm}$ ) geral das florestas primárias de terra firme do estado do Amazonas, foi estimado em  $273,2 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$  ( $\pm 37,6$ ). As médias entre os locais amostrados apresentaram uma variação alta, com destaque para: ABU, aproximadamente 32% inferior à média geral, com  $185,9 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$  ( $\pm 18$ ); e ZF5, com uma média de  $415,9 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$  ( $\pm 22,5$ ), cerca de 52% superior à média (Tabela 17). Comparando com outros resultados, a média geral do Amazonas foi alta, pois segundo D'Oliveria & Braz (2006), o estoque de volume de uma floresta depois de uma exploração seletiva, no Acre, em  $180,0 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$  (árvores vivas,  $\text{DAP} \geq 10 \text{ cm}$ ). No Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) da Floresta Nacional do Jari<sup>19</sup>, submetido pela empresa madeireira Amata<sup>20</sup> em 2007, o estoque de volume de madeira ( $\text{DAP} \geq 25 \text{ cm}$ ) foi estimado em  $185,6 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ . Porém, neste caso, para calcular esta média foram considerados os dados do inventário realizado pelo Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF) de 1983.

---

<sup>19</sup> <http://www.amatabrasil.com.br/conteudo/biblioteca?PalavraChave=jari>

<sup>20</sup> <http://www.amatabrasil.com.br/>

TABELA 17 - ESTOQUE DE VOLUME DE MADEIRA DE TORA, EM  $\text{M}^3.\text{HA}^{-1}$ , DAS LOCALIDADES AMOSTRADAS E A MÉDIA GERAL, COM SEUS RESPECTIVOS INTERVALOS DE CONFIANÇA.

Local.	Vol. Adultas ( $\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$ )	Vol. RN ( $\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$ )	Vol. Total ( $\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$ )
<b>MIL</b>	310,6 $\pm$ 10,6	20,8 $\pm$ 1,3	331,4 $\pm$ 10,9
<b>SGC</b>	281,7 $\pm$ 13,4	32,4 $\pm$ 3,9	314,1 $\pm$ 13,5
<b>ABC</b>	249,2 $\pm$ 10,7	8,6 $\pm$ 0,6	257,8 $\pm$ 10,7
<b>ZF5</b>	415,3 $\pm$ 22,5	31,0 $\pm$ 2,9	446,3 $\pm$ 22,8
<b>JUT</b>	252,8 $\pm$ 9,8	22,2 $\pm$ 1,9	274,9 $\pm$ 10,1
<b>AUP</b>	215,8 $\pm$ 10,7	10,0 $\pm$ 0,7	225,9 $\pm$ 10,6
<b>CAP</b>	226,5 $\pm$ 11,7	8,3 $\pm$ 0,8	234,8 $\pm$ 11,9
<b>RUN</b>	271,3 $\pm$ 9,1	21,4 $\pm$ 1,4	292,7 $\pm$ 9,4
<b>FPR</b>	339,3 $\pm$ 11,8	21,5 $\pm$ 1,5	360,7 $\pm$ 11,9
<b>JUR</b>	256,9 $\pm$ 8,9	23,2 $\pm$ 1,5	280,1 $\pm$ 9,2
<b>ABU</b>	185,4 $\pm$ 17,9	6,1 $\pm$ 0,7	191,5 $\pm$ 17,9
<b>Geral</b>	<b>273,2 <math>\pm</math> 37,6</b>	<b>18,7 <math>\pm</math> 5,4</b>	<b>291,8 <math>\pm</math> 41,8</b>

FONTE: O autor (2015).

NOTA: Vol. adultas = volume das árvores com DAP  $\geq$  10 cm; Vol. RN = volume das árvores da regeneração natural; Vol. Total = volume de madeira de árvores com DAP  $\geq$  5 cm.

Devido à baixa disponibilidade de trabalhos sobre estoques ou potencial madeireiro da floresta, não foi possível realizar uma análise comparativa dos resultados mais abrangente. Dos poucos trabalhos publicados, a maioria se refere a resultados absolutos (extrapolados para uma população), condicionados aos grupos de espécies exploráveis e, normalmente, em áreas já exploradas. Dos PMFS de consulta pública, todos são baseados em dados muito antigos e já ultrapassados. Os métodos de estimativas dos estoques individuais (equações volumétricas) não são claros e, geralmente, não há divulgação de níveis de incerteza ou intervalos de confiança.

A ANOVA das estimativas de volume (Quadro 07) confirmou a diferença estatística entre pelo menos uma média em relação aos demais locais amostrados ( $p < 0,0000$ ). O teste de *Tukey* (Quadro 08) revelou correlações que não haviam sido identificadas na análise das médias de Área Basal. Por exemplo, com base na G estimada, a Resex do Rio Unini (RUN) e a área da Mil Madeiras (MIL) apresentaram fortes tendências de similaridade estatísticas ( $p > 0,79$ ). No entanto, considerando as médias de volume, estas médias apresentaram uma relação inversa ( $p < 0,0000$ ).

QUADRO 09 - RESULTADO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DAS MÉDIAS ESTIMADAS DE VOLUME DE MADEIRA ENTRE AS LOCALIDADES AMOSTRADAS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO.

FONTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	F	P
Localidade	10	$8,06 \times 10^4$	$8,06 \times 10^3$	38,8242	0,00000
Erro	1.136	$2,49 \times 10^5$	$2,19 \times 10^2$		

FONTE: O autor (2015).

QUADRO 10 - MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE TUKEY, DAS MÉDIAS DE VOLUME DE MADEIRA ENTRE AS LOCALIDADES AMOSTRADAS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO.

	MIL	SGC	ABC	ZF5	JUT	AUP	CAP	RUN	FPR	JUR	ABU
MIL	1										
SGC	0,0139	1									
ABC	0,9999	0,0350	1								
ZF5	0,0000	0,0000	0,0000	1							
JUT	0,0038	0,9999	0,0112	0,0000	1						
AUP	0,0004	0,9999	0,0018	0,0000	0,9999	1					
CAP	0,1304	0,9902	0,2422	0,0000	0,9862	0,9171	1				
RUN	0,0000	0,1963	0,0000	0,0000	0,3396	0,4301	0,0075	1			
FPR	0,9999	0,0731	0,9999	0,0000	0,0246	0,0040	0,4151	0,0000	1		
JUR	0,0000	0,0795	0,0000	0,0000	0,1712	0,2240	0,0023	0,9999	0,0000	1	
ABU	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	1

FONTE: O autor (2015).

Destaque para o Parque Fenológico da Embrapa (ZF5) e a Rebio do Abufari (ABU), que apresentaram fortes tendências de serem distintas de todas as demais localidades ( $p < 0,0000$ ) (Figura 37). A relação das similaridades das médias estimadas com a localização geográfica de cada área amostrada também não demonstrou um padrão determinístico. Áreas localizadas em pontos extremos, como a área da Mil Madeiras (MIL) e a floresta de Atalaia do Norte e Benjamin Constant (ABC) apresentaram uma forte tendência de igualdade estatística ( $p > 0,9999$ ). Assim como pontos, relativamente, próximos um do outro, como a MIL e o Parque Fenológico da Embrapa (ZF5), com uma correlação muito fraca ( $p < 0,0000$ ).

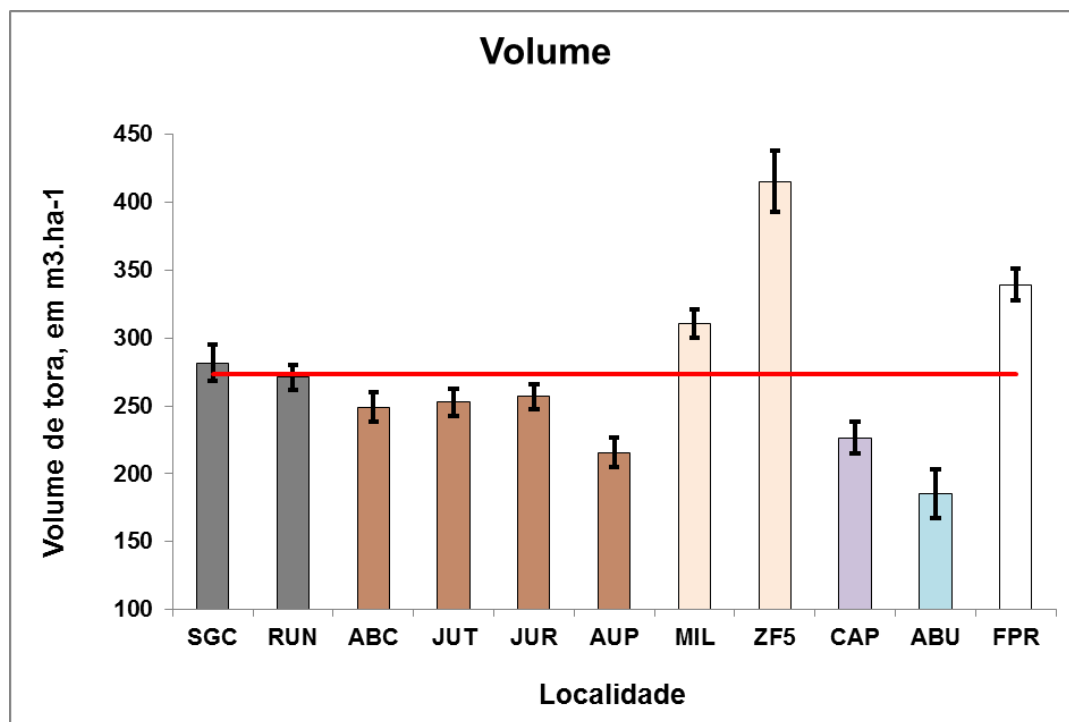


FIGURA 37 - VOLUME MÉDIO DE ÁRVORES VIVAS ADULTAS, ESTIMADA DE CADA LOCALIDADE AMOSTRADA PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO.  
 FONTE: O autor (2015).  
 NOTA: Barras com cores iguais significam a mesma calha de rio.



#### 5.4.2. Volume de tora de espécies Comerciais

Considerar apenas as espécies comerciais faz com que a estimativa do estoque de volume de madeira reduza em quase 6x, para  $48,6 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$  ( $\pm 12,3$ ) (Tabela 18). Essa relação se deve principalmente ao fato do mercado de madeira aproveitar uma pequena fração das espécies amazônicas para poucas finalidades, produtos serrados ou laminados (ASNER *et al.* 2005). Com base na lista de espécies exploradas (ANEXO, Tabela 30) pela maior empresa madeireira do Amazonas (Mil Madeiras Preciosas), apenas 73 espécies (15% do total identificado) são aproveitadas. Das espécies mais abundantes no inventário florestal, apenas uma é considerada comercial (breu vermelho – *Protium* sp.). Com relação ao índice de Valor de Importância, das *top 20*, apenas sete (7) constam na lista de espécies “comerciais”. No Plano de Manejo da AMATA (2007)<sup>21</sup> foram listadas apenas 39 espécies que seriam aproveitadas pela exploração.

TABELA 18 - ESTOQUE DE VOLUME DE MADEIRA, DAS ESPÉCIES COMERCIAIS, DE CADA LOCALIDADE AMOSTRADA E A MÉDIA GERAL, POR HECTARE, COM SEUS RESPECTIVOS INTERVALOS DE CONFIANÇA.

LOCAL.	VOL. COM. (AD.)	VOL. COM. (RN.)	VOL. COM. (TOTAL)
MIL	$71,1 \pm 5,7$	$4,5 \pm 0,6$	$75,6 \pm 5,7$
SGC	$36,9 \pm 6,2$	$4,4 \pm 0,8$	$41,3 \pm 6,6$
ABC	$42,1 \pm 5,3$	$1,1 \pm 0,2$	$43,2 \pm 5,3$
ZF5	$95,3 \pm 9,8$	$7,5 \pm 1,3$	$102,8 \pm 9,8$
JUT	$49,1 \pm 4,6$	$4,9 \pm 0,6$	$54,0 \pm 4,8$
AUP	$22,7 \pm 3,9$	$0,8 \pm 0,2$	$23,5 \pm 3,9$
CAP	$47,6 \pm 5,2$	$1,8 \pm 0,3$	$49,4 \pm 5,3$
RUN	$51,2 \pm 4,3$	$3,6 \pm 0,6$	$54,8 \pm 4,4$
FPR	$64,5 \pm 6,0$	$3,2 \pm 0,5$	$67,7 \pm 6,1$
JUR	$28,1 \pm 3,0$	$2,1 \pm 0,5$	$30,2 \pm 3,1$
ABU	$25,9 \pm 4,7$	$0,7 \pm 0,2$	$26,6 \pm 4,7$
<b>Média Geral</b>	<b><math>48,6 \pm 12,3</math></b>	<b><math>3,1 \pm 1,2</math></b>	<b><math>51,8 \pm 13,2</math></b>

FONTE: O autor (2015).

NOTA: Vol. Com. = volume de madeira das espécies comerciais, de acordo com a lista da Mil Madeiras Preciosas®.

<sup>21</sup> <http://www.amatabrasil.com.br/conteudo/biblioteca?PalavraChave=jamari>

Este resultado impacta diretamente com a relação do valor de mercado da madeira tropical amazônica e com a legislação. A resolução nº 406 de 2009 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estabelece que a intensidade máxima de exploração, para fins comerciais, é de  $30 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ , o equivalente à mais de 60% do estoque de volume comercial da floresta. O valor de mercado da madeira amazônica varia bastante, de região para região e até na forma como a mesma é comercializada (em pé, em tora ou desdobrada). O Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (IMAZON) publicou um boletim em 2010<sup>22</sup> com os preços da madeira em tora nas principais 'praças' da região. Considerando espécies de alto, médio e baixo valor, a média foi estimada em torno de R\$ 228,00. $\text{m}^{-3}$ . Para a madeira em pé, Santana *et al.* (2012) apresentaram uma média de R\$ 23,48. $\text{m}^{-3}$ . Para um produto com uma oferta limitada estes valores são extremamente baixos, o que inviabiliza investimentos no setor e não valorizam a floresta em pé.

A estimativa média do estoque de madeira cai ainda mais quando o mesmo é compartimentado por classe diamétrica "comercial". Esta divisão é dada em função do diâmetro mínimo de corte estabelecido pela legislação vigente, sendo: 'regeneração natural – RN' ( $10,0 \leq \text{DAP} < 30,0 \text{ cm}$ ); 'estoque futuro – EF' ( $30,0 \leq \text{DAP} < 50,0 \text{ cm}$ ) e 'estoque atual – EA' ( $\text{DAP} \geq 50,0 \text{ cm}$ ). O EA seria o estoque de volume disponível para exploração imediata, em concordância com a legislação ambiental vigente (Res. CONAMA 406/09). As árvores com DAP maior que 30,0 cm, são as mantidas para o 2º ciclo de corte. Desse modo, o estoque médio geral de volume de espécies comerciais, disponível para o mercado (EA), cai para  $20,6 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$  ( $\pm 4,3$ ), cerca de 13x inferior à média geral (Tabela 19). A localidade com a maior média estimada para o EA foi Flona de Pau Rosa (FPR), com  $33,3 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$  ( $\pm 8,5$ ) e a localidade com a menor foi em São Gabriel da Cachoeira (SGC), com  $10,1 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$  ( $\pm 3,0$ ).

---

22

<http://imazon.org.br/PDFimazon/Portugues/precos%20da%20madeira/Boletim%2007%20PDF.pdf>

TABELA 19 - ESTOQUE DE VOLUME DAS ESPÉCIES COMERCIAIS, DE CADA LOCALIDADE E A MÉDIA GERAL, POR CLASSE DIAMÉTRICA, COM SEUS RESPECTIVOS INTERVALOS DE CONFIANÇA.

LOCAL.	VOL. RN ( $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ )	VOL. EF ( $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ )	VOL. EA ( $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ )
MIL	24,5 ± 1,6	20,0 ± 1,9	26,7 ± 3,8
SGC	16,7 ± 2,9	10,1 ± 3,2	10,1 ± 3,0
ABC	8,3 ± 0,6	10,1 ± 1,4	23,8 ± 4,9
ZF5	37,7 ± 5,6	25,5 ± 3,5	32,1 ± 8,5
JUT	18,1 ± 1,2	12,4 ± 1,5	18,7 ± 3,8
AUP	4,6 ± 0,5	5,1 ± 0,7	13,0 ± 4,2
CAP	10,9 ± 0,8	11,1 ± 1,3	25,6 ± 4,7
RUN	16,8 ± 1,3	14,2 ± 1,8	20,2 ± 3,2
FPR	17,4 ± 1,4	13,8 ± 1,5	33,3 ± 5,4
JUR	9,2 ± 0,8	7,2 ± 1,3	11,7 ± 2,0
ABU	6,2 ± 0,8	8,6 ± 1,9	11,2 ± 4,3
<b>Média Geral</b>	<b>15,5 ± 5,6</b>	<b>12,6 ± 3,5</b>	<b>20,6 ± 5,0</b>

FONTE: O autor (2015).

NOTA: RN = árvores com DAP entre 10,0 cm e 30,0 cm; EF = árvores com DAP entre 30,0 cm e 50,0 cm; EA = árvores com DAP ≥ 50,0 cm; I.C. = intervalo de confiança.

Os níveis de incertezas estimados para os estoques de volume das espécies comerciais foram, no geral, acima do aceitável pela literatura florestal (10%). Considerando no geral (DAP ≥ 5 cm), a menor relação do Intervalo de Confiança (IC) com a média estimada foi de 7,5% na área da Mil Madeiras Preciosas (MIL). Na Rebio do Abufari (ABU), foi estimada uma incerteza de 25,6% em relação à média do volume geral (DAP ≥ 5 cm). De um modo geral, as médias estimadas para as espécies comerciais tiveram ICs ruins, em termos de precisão (Tabela 19). Isso se deve ao baixo número de indivíduos e à baixa frequência dos mesmos nas parcelas. Uma alternativa para gerar estimativas mais precisas é aumentar a amostragem (tamanho ou número de parcelas).

Um ponto importante a ressaltar é o fato de que não foram considerados outros fatores que influenciam na disponibilidade da madeira: topografia e a qualidade do fuste dos indivíduos encontrados. Árvores ocas, bifurcadas ou com tronco muito tortuoso geralmente não são aproveitadas pela indústria madeireira, devido ao baixo nível tecnológico e valor da madeira. A topografia influencia na exploração propriamente dita, pois a madeira pode estar localizada em um ponto de acesso limitado, impedindo a mecanização do processo. Portanto, é muito provável que a média do volume disponível para exploração seja inferior à estimada.

## 5.5. ALTURA DOMINANTE DAS LOCALIDADES AMOSTRADAS

A sugestão da média das alturas das árvores com DAP  $\geq 50$  cm (alternativa “iii”), baseada no diâmetro mínimo de corte estabelecido pela legislação brasileira (Res. CONAMA, nº 406/09), pode ser interessante, mas devido à densidade destes indivíduos, sua aplicação pode resultar em uma intensidade amostral muito baixa. De acordo com as estimativas do Inventário Florestal Contínuo (IFC), apenas 4,4% ( $\pm 0,5\%$ ) das árvores amostradas possuem diâmetro nessas dimensões. Assim, em uma amostragem de 100 árvores caídas, o “n-amostral” para estimativa da Hdom seria baseada na média das alturas de, no máximo, 5 (cinco) indivíduos.

Da alternativa “iv”, considerando que os indivíduos com o diâmetro igual ou superior a  $\bar{x} + 3s$ , foi calculado que a média geral dos diâmetros amostrados, de todas as localidades, foi de 21,7 cm ( $\pm 0,4$ ). O desvio padrão calculado de 13,3. Desse modo, o diâmetro mínimo para amostragem das árvores dominantes estaria entre 61,2 e 62 cm, o que faria com que a intensidade amostral fosse menor que a alternativa “iii”. Sendo assim, esta opção foi incorporada na alternativa “iii”.

Com base nos diferentes métodos, foram calculadas três estimativas de altura dominante para cada localidade amostrada. Analisando os resultados das médias (Tabela 20), não é possível observar, empiricamente, uma diferença entre as médias estimadas (Figura 38). Dessa forma, a definição do método de estimativa da Hdom em florestas amazônicas, não pôde ser definida com base nestas médias.

TABELA 20 - ALTURAS DOMINANTES ESTIMADAS POR CADA MÉTODO DISTINTO, DE CADA LOCAL AMOSTRADO.

Sítio	N amostral	DAP mín.	% DAP $\geq 50,0$	Ht médio	Altura dominante		
					Weise (1880)	Top 10%	DAP $\geq 50,0$
SGC	160	10	12,5%	21,6	28,0 $\pm$ 2,0	29,4 $\pm$ 3,3	29,5 $\pm$ 2,6
ABC	182	10	22,0%	24,3	31,2 $\pm$ 1,5	31,8 $\pm$ 2,5	31,2 $\pm$ 1,3
JUT	182	10	20,9%	23,9	30,1 $\pm$ 1,6	31,1 $\pm$ 2,5	29,9 $\pm$ 1,5
AUP	221	11,5	21,3%	26,1	31,5 $\pm$ 1,0	32,2 $\pm$ 1,4	31,4 $\pm$ 1,0
CAP	238	10,1	13,4%	24,1	32,0 $\pm$ 1,4	33,2 $\pm$ 1,6	33,6 $\pm$ 1,6
RUN	616	10	13,0%	22,4	27,0 $\pm$ 0,8	28,0 $\pm$ 1,1	27,7 $\pm$ 1,0
FPR	440	10	22,5%	23,6	30,3 $\pm$ 1,3	33,2 $\pm$ 1,9	29,6 $\pm$ 1,3
JUR	156	10,1	7,1%	22,2	30,0 $\pm$ 1,3	31,2 $\pm$ 1,8	31,3 $\pm$ 1,8
ABU	123	10,5	4,1%	18,5	24,9 $\pm$ 1,3	25,8 $\pm$ 1,8	27,6 $\pm$ 2,7

FONTE: O autor (2015).

NOTA: N AMOSTRAL = número de amostras; % DAP  $\geq 50,0$  = percentagem de indivíduos em relação ao total amostrado; HT = altura total, em metros.

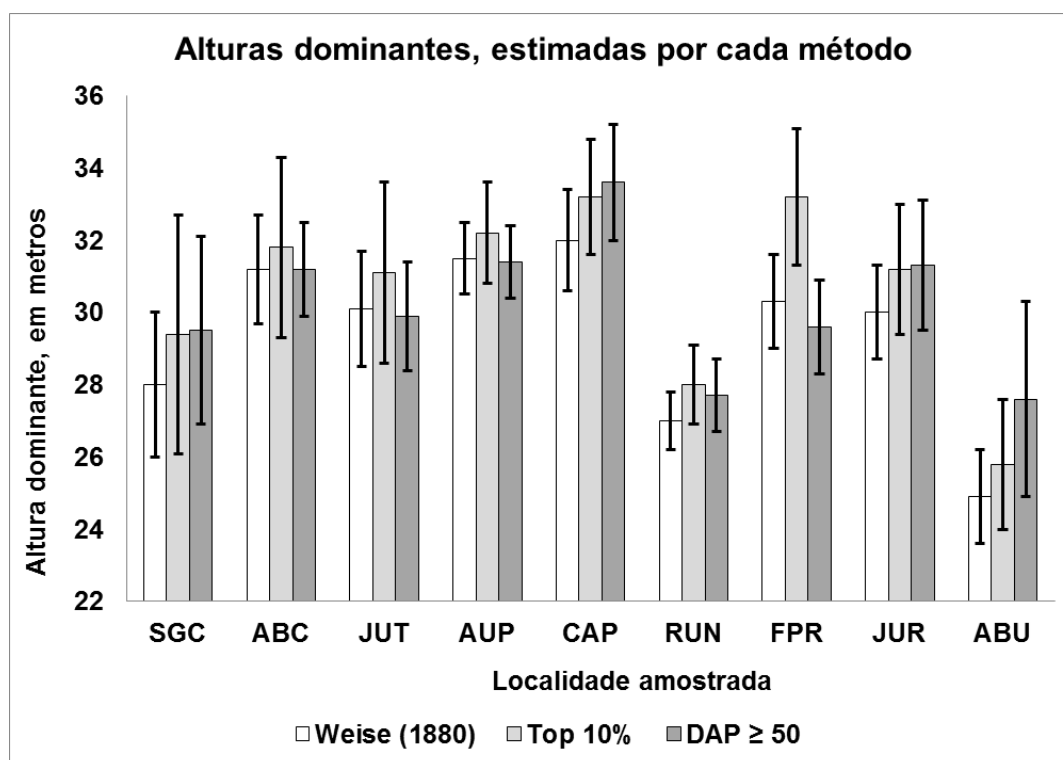


FIGURA 38 - DISTRIBUIÇÃO GRÁFICA DAS ESTIMATIVAS DAS ALTURAS DOMINANTES DE CADA MÉTODO PROPOSTO.

FONTE: O autor (2015).

Desse modo, dos dados do inventário florestal contínuo foram analisados os estoques de densidade (número de indivíduos), área basal e volume, por unidade de área, e a participação das classes diamétricas nos respectivos estoques. Da alternativa “iii”, diâmetro mínimo de 50 cm, com base nos dados do inventário florestal com DAP  $\geq 10$  cm, esta classe (DAP  $\geq 50$  cm)

representa apenas 4,4% do número de indivíduos por hectare. Mas, corresponde a 30,3% e 35,3% dos estoques de área basal e volume da floresta (Figura 39).

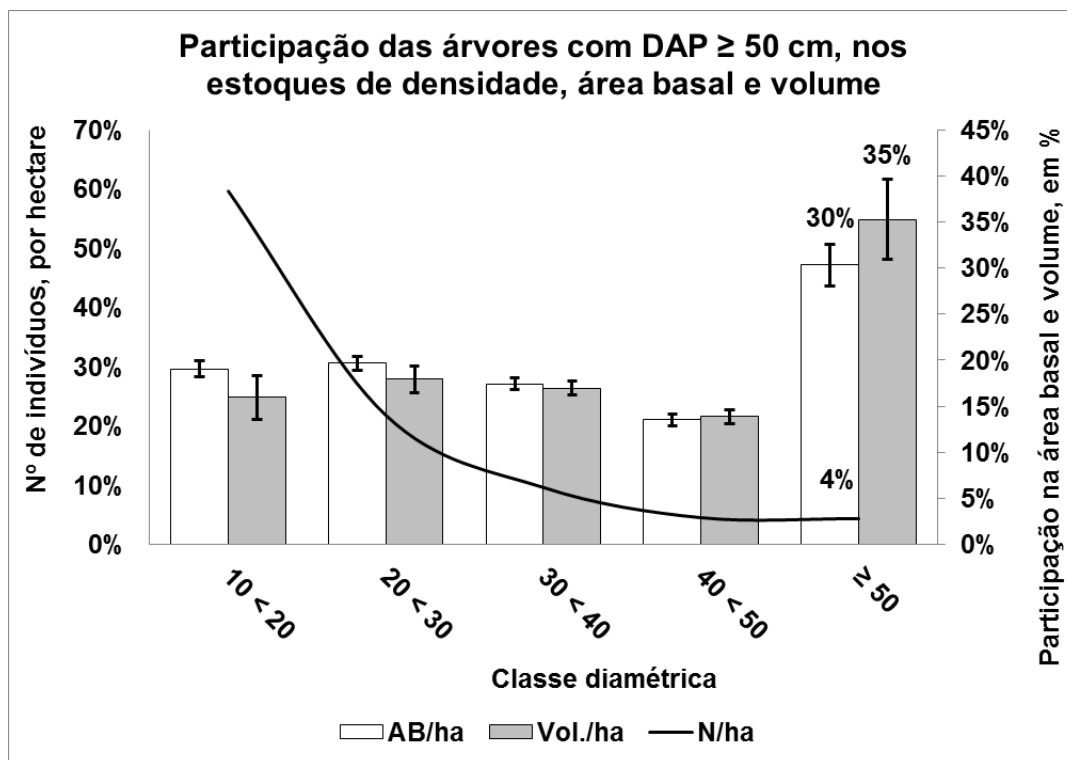


FIGURA 39 - PARTICIPAÇÃO DAS ÁRVORES COM DAP  $\geq 50$  CM NOS ESTOQUES DE DENSIDADE, ÁREA BASAL E VOLUME DE MADEIRA DA FLORESTA DE TERRA FIRME DO AMAZONAS, DAP  $\geq 10$  CM.

FONTE: O autor (2015).

No entanto, os resultados descritivos do inventário florestal contínuo e as estimativas de densidade, mostraram que mais da metade dos indivíduos arbóreos estão concentrados na classe de 5 a 10 cm de DAP (RN – regeneração natural). Esta parcela considerável do número de indivíduos da floresta não pode ser omitida neste caso. Assim, se for considerado um DAP mínimo de 5 cm no inventário florestal, as proporções de participação nos diferentes estoques ( $N \cdot ha^{-1}$ ;  $G \cdot ha^{-1}$ ;  $Vol \cdot ha^{-1}$ ) se alteram substancialmente. Diante do novo cenário, a mesma classe ( $DAP \geq 50$  cm) representa, aproximadamente, 2,1% da densidade da floresta. A participação nos demais estoques, de área basal e volume, caem para 27,9% e 33,2%, respectivamente (Figura 40).

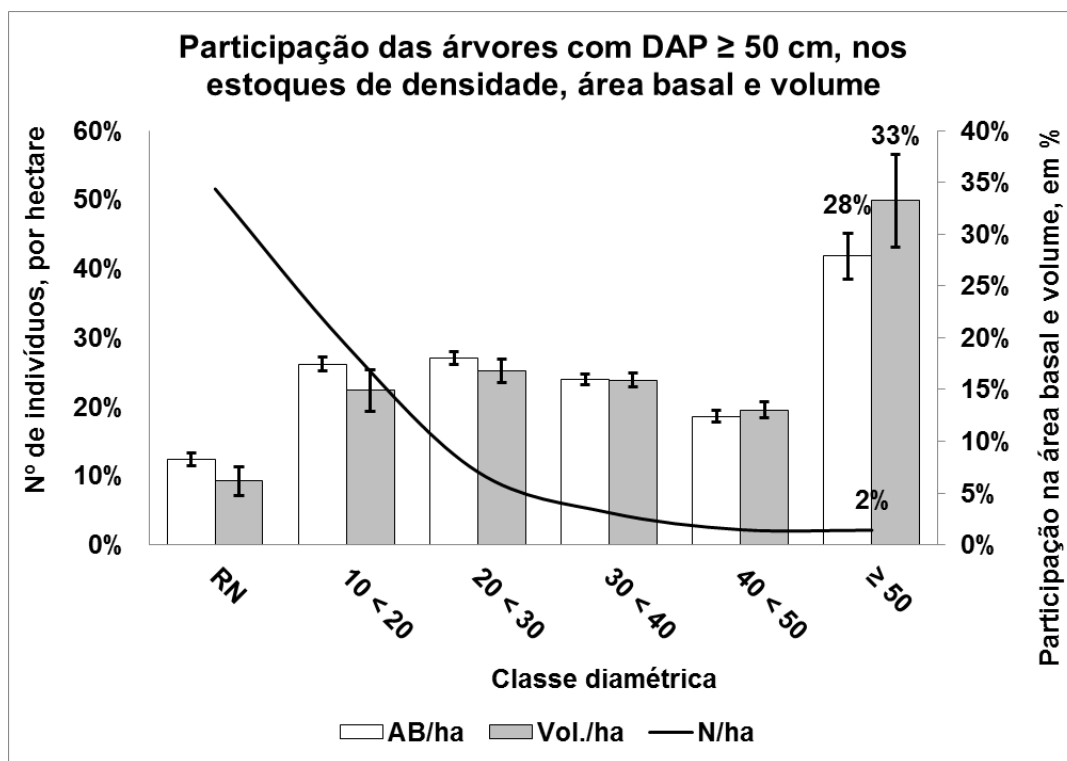


FIGURA 40 - PARTICIPAÇÃO DAS ÁRVORES COM DAP ≥ 50 CM, NOS ESTOQUES DE DENSIDADE, ÁREA BASAL E VOLUME DE MADEIRA DA FLORESTA DE TERRA FIRME DO AMAZONAS, DAP ≥ 5 CM.

FONTE: O autor (2015).

A classe DAP ≥ 50 cm, apesar de participar com boa parte dos estoques de área basal e volume, ainda não consolidam uma “posição de dominância”. Analisando os resultados da distribuição diamétrica novamente, considerando um DAP mínimo de 5 cm, constata-se que as três primeiras classes (5 à 10 cm; 10 à 20 cm; 20 à 30 cm) correspondem à 91,% (± 2,5%) do total dos indivíduos por hectare. Em relação à área basal e volume, estas classes correspondem à, respectivamente, 44,3% e 37,8% do estoque total. Assim, os outros 10% das árvores (DAP ≥ 30,0) representam mais da metade das estimativas médias por unidade de área, tanto em área basal quanto em volume, com 55,7% e 62,2%, respectivamente (Figura 41).

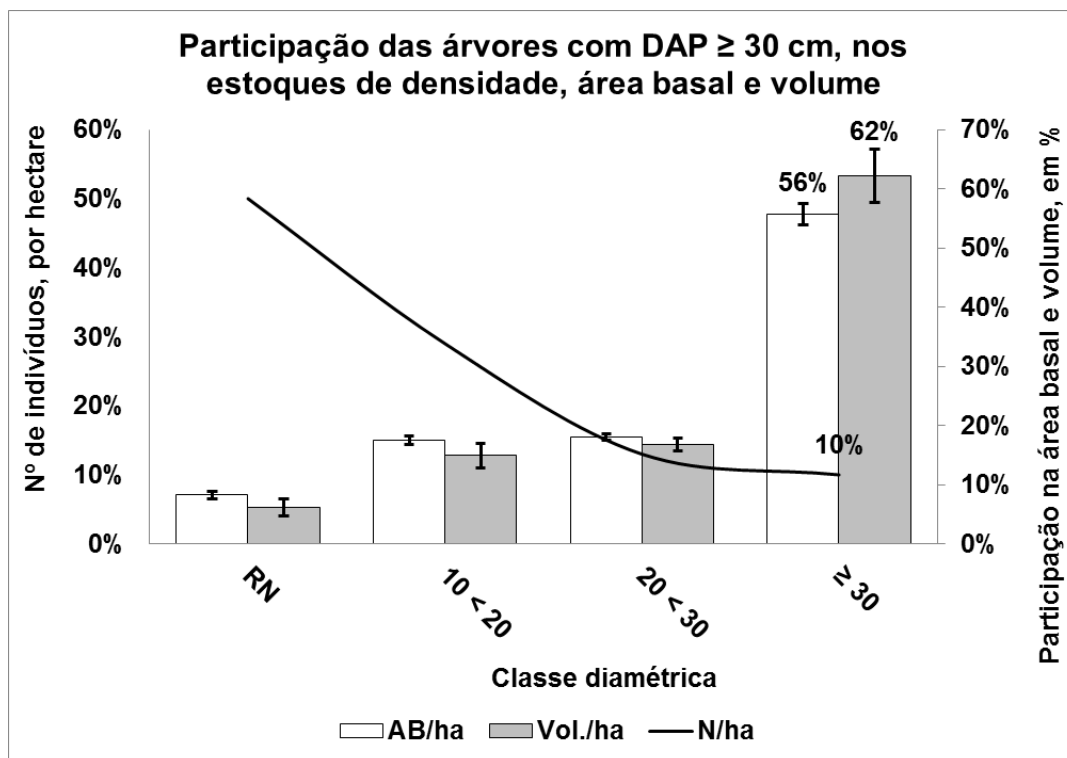


FIGURA 41 - PARTICIPAÇÃO DAS ÁRVORES COM DAP  $\geq 30,0$  CM. NOS ESTOQUES DE DENSIDADE, ÁREA BASAL E VOLUME DE MADEIRA DA FLORESTA DE TERRA FIRME DO AMAZONAS, DAP  $\geq 5,0$  CM.

FONTE: O autor (2015).

Ao avaliar o método descrito por Weise (1880), considerando a média de 20% das árvores mais grossas, seriam considerados indivíduos dentro da classe diamétrica de 20 a 30 cm. Isso resultaria na amostragem de árvores com DAP igual ou inferior à média geral, o que não caracterizaria a “dominância” destes indivíduos. Portanto, é seguro afirmar que as árvores dominantes são de fato as 10% mais grossas da amostra.

Desse modo, a altura dominante ( $H_{dom}$ ) base para as análises de diferenciação de localidades da ZF-2 foi estimada em 30,2 m ( $\pm 2,9$ ). Das estimativas de cada localidade, a distribuição da altura dominante não seguiu um padrão específico esperado. Onde os pontos amostrados localizados nas áreas com alta influência de rios mais pobres (água preta e clara) apresentariam as menores estimativas da  $H_{dom}$ . A Flona de Pau Rosa (FPR) com 33,2 m ( $\pm 3,3$ ) e a Resex do Lago Capanã Grande (CAP), com 33,2 m ( $\pm 2,5$ ), apresentaram as maiores médias e a menor estimada foi na Rebio do Abufari (ABU) com 25,8 m ( $\pm 1,8$ ). A  $H_{dom}$  estimada de Manaus (MAO),



localizada na região Central do estado, é superior às alturas de SGC, RUN e ABU apenas (Figura 42).

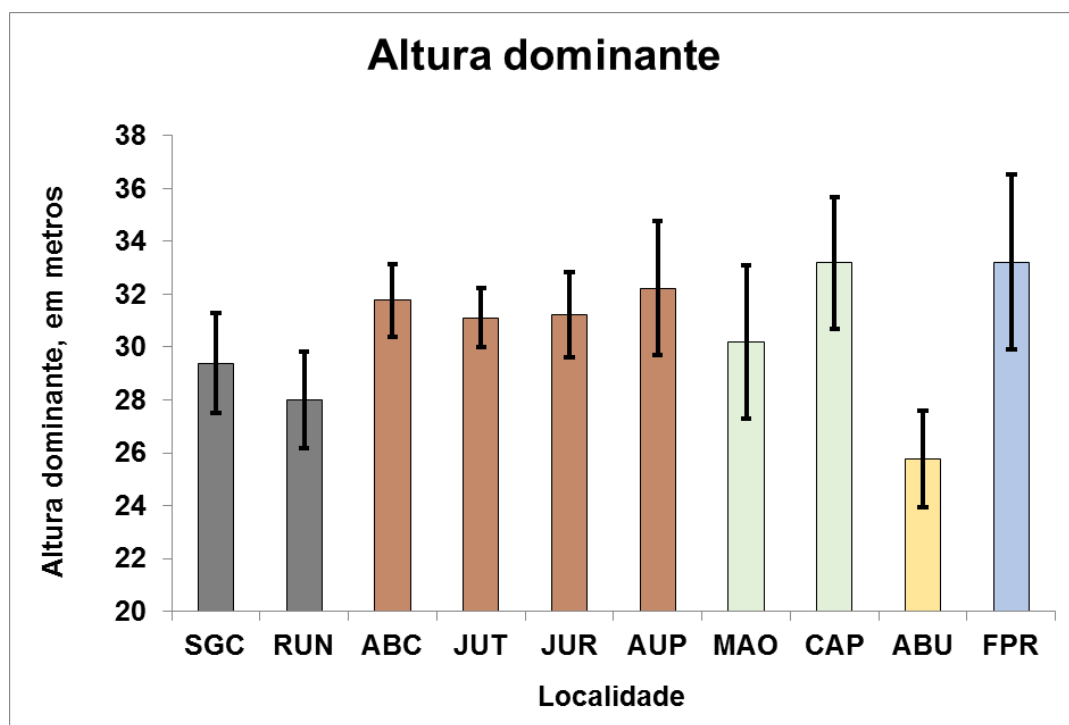


FIGURA 42 - ALTURAS DOMINANTES ESTIMADAS DE CADA SÍTIO AMOSTRADO PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO E DE MANAUS.

FONTE: O autor (2015).

NOTA: Barras com cores iguais representam similaridade estatística ( $p > 0,90$ ).

Manaus, por estar localizada no ponto de encontro dos dois principais rios da Amazônia (Negro e Solimões) é uma localidade que tem muita influência dessa mistura. Santos e Ribeiro (1988) avaliaram as características químicas e nutricionais das águas da Amazônia e confirmaram que em áreas de confluência (encontro de rios de águas distintas) os teores químicos e nutricionais tendem a sofrer alterações significantes. Quando há uma “injeção” substancial de água barrenta em locais de água preta, os teores aumentam e vice-versa. Já as Hdom's das regiões do Médio Amazonas (FPR) e do rio Madeira (CAP) podem ser explicadas devido à deposição de material fértil (lixiviado das cabeceiras) nas respectivas regiões.

Mesmo assim, algumas destas similaridades não fizeram muito sentido. Por exemplo: São Gabriel da Cachoeira (SGC) está localizado na região do Alto rio Negro e apresentou fracas evidências de uma diferença estatística significativa com as demais localidades, inclusive a Flona de Pau Rosa (FPR).

O rio Purus, apesar de ser formado por três rios considerados “os mais ricos do mundo”, recebe muita influência de diversos rios pobres e, na altura da cidade de Beruri (próxima à Rebio do Abufari), apresentou valores baixos de pH e elementos químicos importantes (SANTOS & RIBEIRO, 1988), o que poderia justificar a menor Hdom estimada entre os sítios amostrados.

Das Hdom foi aplicado a ANOVA nos valores de altura (*top* 10% amostrado de cada sítio) e foi verificada uma diferença significativa, entre pelo menos uma das médias, entre as localidades ( $p < 0,0000$ ) (Quadro 10). Assim, foi realizado o teste de comparação de médias de Tukey e foi observado que as localidades: Resex do Lago Capanã Grande (CAP), Resex do Rio Unini (RUN), Rebio do Abufari (ABU) e a Flona de Pau Rosa (FPR), foram as médias que apresentaram fortes evidências de diferença estatística significativa ( $p < 0,001$ ) (Quadro 11). Nas demais, não foi identificado um sinal claro de diferença estatística significativa.

QUADRO 11 - RESULTADO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DAS MÉDIAS DAS ALTURAS TOTAIS, DAS 10% ÁRVORES MAIS GROSSAS DA AMOSTRAGEM, ENTRE AS LOCALIDADES AMOSTRADAS PELO INVENTÁRIO DE ÁRVORES CAÍDAS.

<b>FONTE DE VARIAÇÃO</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
Localidade	8	1,27E+03	1,59E+02	6,380	0,00000
Erro	223	5,55E+03	2,49E+01		

FONTE: O autor (2015).

QUADRO 12 - MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE TUKEY, DAS MÉDIAS DAS ALTURAS TOTAIS, DAS 10% ÁRVORES MAIS GROSSAS DA AMOSTRAGEM, ENTRE AS LOCALIDADES AMOSTRADAS PELO INVENTÁRIO DE ÁRVORES CAÍDAS.

	<b>SGC</b>	<b>ABC</b>	<b>JUT</b>	<b>AUP</b>	<b>CAP</b>	<b>RUN</b>	<b>FPR</b>	<b>JUR</b>	<b>ABU</b>
<b>SGC</b>	1								
<b>ABC</b>	0,9046	1							
<b>JUT</b>	0,9857	0,9999	1						
<b>AUP</b>	0,7314	0,9999	0,9988	1					
<b>CAP</b>	0,3107	0,9924	0,9229	0,9993	1				
<b>RUN</b>	0,9871	0,1124	0,3281	0,0194	0,0006	1			
<b>FPR</b>	0,1781	0,9825	0,8554	0,9979	0,9999	0,0000	1		
<b>JUR</b>	0,9820	0,9999	0,9999	0,9996	0,9539	0,3423	0,9125	1	
<b>ABU</b>	0,6131	0,0345	0,0952	0,0096	0,0009	0,8892	0,0002	0,0976	1

FONTE: O autor (2015).

Por fim, para o cálculo do “fator de correção” do modelo de biomassa foi levado em consideração o efeito da altura na estimativa da massa individual (FELDPAUSCH *et al.* 2012) e o da altura dominante no nível de incerteza da estimativa (LIMA *et al.* 2012). A equação de Silva (2007) foi adequada em função da relação entre a Hdom de Manaus (30,2 m) e a Hdom do sítio alvo. Sendo assim, nas estimativas de biomassa individuais das árvores na Flona de Pau Rosa (FPR) e Resex do Lago Capanã Grande (CAP) foram acrescidos 9,6% para compensar a diferença de alturas. Para a Reserva do Abufari (ABU), as estimativas foram calculadas com um fator de 15,4% a menos (Tabela 21).

TABELA 21 - ALTURA DOMINANTE DE CADA SÍTIO, DE MANAUS E SEUS RESPECTIVOS FATORES DE CORREÇÃO DO MODELO DE BIOMASSA.

LOCAL.	HDOM	FATOR DE CORREÇÃO (FC)
MANAUS	30,2	1,000
SGC	29,4	0,970
ABC	31,8	1,048
JUT	31,1	1,027
AUP	32,2	1,063
CAP	33,2	1,095
RUN	28,0	0,924
FPR	33,2	1,096
JUR	31,2	1,031
ABU	25,8	0,850

FONTE: O autor (2015).

## 5.6. ESTOQUE DE BIOMASSA E CARBONO

Os *fatores de correção* (fc), estimados por meio da relação entre a Hdom de Manaus e dos sítios amostrados, foram aplicados na equação de biomassa individual em cada localidade. Dessa forma, as estimativas dos estoques de biomassa e carbono, calculados por meio de uma equação ajustada para Manaus, foram compensadas. Assim, a combinação da densidade (número de indivíduos por hectare) com a área basal e a Hdom aponta para o sítio com a maior estimativa de biomassa e carbono.

Considerando um DAP mínimo de 5 cm e a média aritmética das médias estimadas para cada sítio, o estoque de biomassa seca acima dos solos (AGB) das florestas de terra firme do estado do Amazonas é de  $327,4 \text{ t.ha}^{-1}$  ( $\pm 24,2$ ). A Resex do Auati-Paraná (AUP) foi o quarto local mais denso (número de indivíduos por área), segunda maior área basal e terceira maior Hdom, o que fez que apresentasse a maior estimativa de AGB, com  $364,9 \text{ t.ha}^{-1}$  ( $\pm 8,9$ ) (Tabela 22). A Rebio do Abufari (ABU) apresentou a menor estimativa, com  $232,3 \text{ t.ha}^{-1}$  ( $\pm 11,7$ ).

TABELA 22 - ESTOQUES DE BIOMASSA SECA ACIMA DOS SOLOS DAS ÁRVORES VIVAS, ADULTAS, DA REGENERAÇÃO NATURAL E TOTAL, DE CADA LOCAL AMOSTRADO PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO.

LOCAL.	AGB (AD.)	AGB (RN.)	AGB (TOTAL)
MIL	$272,9 \pm 7,5$	$29,4 \pm 1,8$	$302,3 \pm 8,0$
SGC	$281,9 \pm 12,7$	$38,3 \pm 4,6$	$320,2 \pm 13,3$
ABC	$316,4 \pm 9,1$	$34,4 \pm 2,4$	$350,8 \pm 9,3$
ZF5	$318,5 \pm 15,1$	$43,6 \pm 4,0$	$362,1 \pm 16,2$
JUT	$307,3 \pm 10,5$	$39,0 \pm 3,4$	$346,3 \pm 11,4$
AUP	$324,8 \pm 8,5$	$40,1 \pm 2,8$	$364,9 \pm 8,9$
CAP	$322,9 \pm 13$	$28,7 \pm 2,6$	$351,7 \pm 14,1$
RUN	$264,3 \pm 6,9$	$32,5 \pm 2,1$	$296,8 \pm 7,5$
FPR	$316,0 \pm 7,8$	$34,2 \pm 2,3$	$350,1 \pm 8,4$
JUR	$286,3 \pm 8,6$	$37,5 \pm 2,4$	$323,9 \pm 9,3$
ABU	$208,4 \pm 10,7$	$23,9 \pm 2,7$	$232,3 \pm 11,7$
Média geral	$292,7 \pm 21,8$	$34,7 \pm 3,6$	$327,4 \pm 24,2$

FONTE: O autor (2015).

NOTA: AGB = biomassa aérea; AD = adultas com DAP  $\geq 10$  cm; RN = regeneração natural.

Estes resultados apresentaram uma relação de distribuição geográfica diferente da discutida por Anderson *et al.* (2009). Os autores argumentam que em um sítio com uma taxa de crescimento mais lenta resulta na formação de indivíduos com densidade de madeira mais alta e, conseqüentemente, uma biomassa superior aos sítios com alta produtividade. Isso pode ser coerente no nível individual, mas para unidade de área, é necessário avaliar outros aspectos. Sítios mais produtivos possuem uma capacidade de suporte maior, ou seja, maior número de indivíduos por unidade de área e maior Área Basal. Ainda, sítios “melhores” favorecem o crescimento primário (altura) das árvores (HUSCH *et al.* 1972), as quais influenciam diretamente na estimativa dos estoques de AGB (FELDPAUSCH *et al.* 2012).

Da Análise de Variância (ANOVA) das estimativas de AGB foi identificado que pelo menos uma das médias estimadas apresenta diferenças estatísticas significativas ( $p < 0,0000$ ) (Quadro 12). O que significa que não é possível amostrar uma única localidade e assumir sua estimativa para todo o estado do Amazonas ou a região amazônica como um todo. O teste de Tukey identificou que a Rebio do Abufari foi a única localidade que apresentou diferença estatística significativa ( $p < 0,0000$ ) entre todas as demais. Outras localidades, como São Gabriel da Cachoeira (SGC) e a Resex do Rio Unini (RUN) apresentaram fortes evidências de que suas médias são estatisticamente diferentes de localidades específicas (Quadro 13).

A distribuição do estoque de biomassa não coincidiu exatamente com os locais com alta influência de rios e interflúvios de águas pretas (“pobres”, segundo SANTOS E RIBEIRO, 1988). No entanto, foi observado que, contrário às hipóteses de Malhi *et al.* (2006) e Anderson *et al.* (2009), não foi identificado um padrão de distribuição distinto, crescente de Oeste para Leste. Os sítios com tendência para uma maior produtividade (baseado na sua Hdom) apresentaram as maiores médias de AGB (Figura 43).

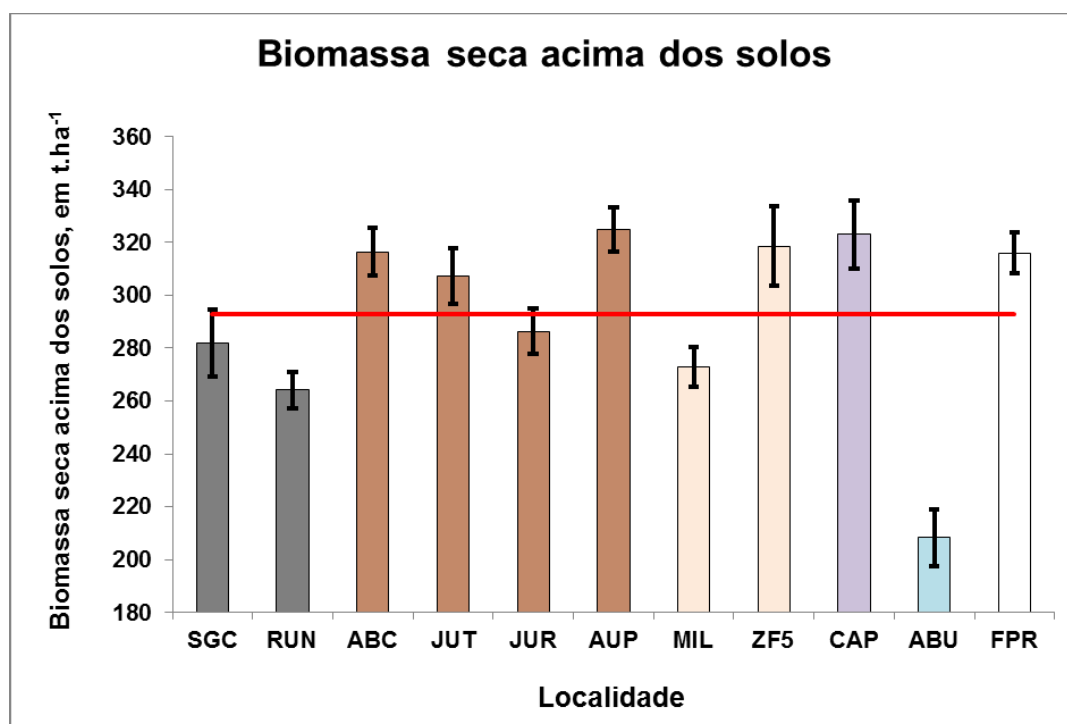


FIGURA 43 - ESTOQUE DE BIOMASSA SECA ACIMA DOS SOLOS, DE ÁRVORES VIVAS, POR HECTARE ESTIMADO, DE CADA LOCALIDADE AMOSTRADA.

FONTE: O autor (2015).

NOTA: Barras com cores iguais significam a mesma calha de rio.

QUADRO 13 - RESULTADO DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA DAS MÉDIAS ESTIMADAS DE BIOMASSA SECA ACIMA DOS SOLOS DE ÁRVORES VIVAS, COM DAP  $\geq 10,0$  CM, ENTRE OS LOCAIS AMOSTRADOS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO.

FONTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	F	P
Localidade	10	6,36E+04	6,36E+03	38,3549	0,00000
Erro	1.136	1,88E+05	1,66E+02		

FONTE: O autor (2015).

QUADRO 14 - MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE TUKEY, DAS MÉDIAS ESTIMADAS DE BIOMASSA SECA ACIMA DOS SOLOS DE ÁRVORES VIVAS, COM DAP  $\geq 10,0$  CM, ENTRE OS LOCAIS AMOSTRADOS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO.

	SGC	ABC	ZF5	JUT	AUP	CAP	RUN	FPR	JUR	ABU
SGC	1									
ABC	0,0001	1								
ZF5	0,1658	0,9999	1							
JUT	0,0180	0,9714	0,9989	1						
AUP	0,0000	0,9774	0,9999	0,2525	1					
CAP	0,0000	0,9974	0,9999	0,4580	0,9999	1				
RUN	0,2486	0,0000	0,0014	0,0000	0,0000	0,0000	1			
FPR	0,0000	0,9999	0,9999	0,9713	0,9512	0,9929	0,0000	1		
JUR	0,9999	0,0006	0,3198	0,0815	0,0000	0,0000	0,0245	0,0002	1	
ABU	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	1

FONTE: O autor (2015).

É difícil comparar os resultados desta pesquisa com outros trabalhos, pois quando são estudos de outros grupos as estimativas são calculadas por métodos bastante distintos que levam a gerar resultados diferentes. Higuchi *et al.* (1994) apresentaram um trabalho no qual estimaram os estoques de biomassa da região sul do Pará e Rondônia em 185,3 t.ha<sup>-1</sup> e 227,9 t.ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Fearnside (1996) estimou o estoque de biomassa na Amazônia em 463,6 t.ha<sup>-1</sup>. Houghton *et al.* (2001) fizeram uma compilação de diversas estimativas de AGB no mundo tropical, para o Brasil foram apresentadas médias de trabalhos nas florestas de terra firme e outras fisionomias. De acordo com Houghton *et al.* (2001), as estimativas giravam em torno de 221 t.ha<sup>-1</sup> (GLERUM, 1960) e 337 t.ha<sup>-1</sup> (HEINSDIJK, 1958).

Baker *et al.* (2004b) avaliaram dois modelos alométricos diferentes (CHAMBERS *et al.* 2001; CHAVE *et al.* 2001) para estimar os estoques da Amazônia. De acordo com os resultados alcançados pelos autores, as médias variam de acordo com o modelo utilizado e as variáveis independentes. Por meio do modelo de Chambers *et al.* (2001), a média de AGB da Amazônia Central gira em torno de 332,9 e 340,8 t.ha<sup>-1</sup>, considerando a densidade básica de madeira ou não, respectivamente.

Saatchi *et al.* (2007) consideraram dados de parcelas permanentes e imagens de diferentes sensores para estimar o estoque de biomassa da Amazônia internacional. De acordo com os autores, a região Central (bacia do rio Negro e Solimões, basicamente o Amazonas) possui um estoque de 350,0 t.ha<sup>-1</sup> ( $\pm 50,0$ ). Mazzei *et al.* (2010) estimaram o estoque de AGB, para árvores com DAP  $\geq 10,0$  cm, em 409,8 t.ha<sup>-1</sup> ( $\pm 64,9$ ). Baccini *et al.* (2012) também utilizaram diferentes imagens de sensores remotos para estimar o estoque de biomassa no mundo tropical. Segundo os autores, a estimativa do estoque na América Latina varia entre 208 e 274 t.ha<sup>-1</sup>. Mais recentemente, Mitchard *et al.* (2014) estimaram o estoque de biomassa na Amazônia em 287,0 t.ha<sup>-1</sup> (Tabela 23).



TABELA 23 - DIFERENTES ESTIMATIVAS DE ESTOQUES DE BIOMASSA SECA ACIMA DOS SOLOS, DAS ÁRVORES VIVAS COM DAP  $\geq 10,0$  CM, DE AUTORES DISTINTOS.

REFERÊNCIA	REGIÃO	TIPOLOGIA FLORESTAL	AGB (T.HA <sup>-1</sup> )
Higuchi <i>et al.</i> (1994)	Sul do Pará	Flor. Terra firme	185,3
Higuchi <i>et al.</i> (1994)	Sul de Rondônia	Flor. Terra firme	227,9
Fearnside (1996)*	Amazônia	Flor. Tropical úmida	463,6
Heinsdijk (1958)*	Amazônia	Flor. Terra firme	337,0
Glerum (1960)	Amazônia	Flor. Terra firme	221,0
Baker <i>et al.</i> (2004b)	Amazônia	Flor. Tropical úmida	332,9
Saatchi <i>et al.</i> (2007)	Amazônia Central	Flor. Tropical úmida	350,0
Mazzei <i>et al.</i> (2010)	Amazônia	Flor. Tropical úmida	409,8
Baccini <i>et al.</i> (2012)	América Latina	Flor. Tropical úmida	241,0
Mitchard <i>et al.</i> (2014)	Amazônia	Flor. Tropical úmida	287,0
<b>Esta pesquisa</b>	<b>Amazonas</b>	<b>Flor. Terra firme</b>	<b>292,7</b>

FONTE: O autor (2015).

NOTA: \* disponíveis em Houghton *et al.* (2001).

Todas as diferentes estimativas para o estoque de biomassa médio para a Amazônia foram referentes à massa acima dos solos, seca. No entanto, nos inventários florestais foi aplicado as equações de Silva (2007) para o cálculo da massa abaixo dos solos também. Ainda, como foram mensuradas as árvores mortas, em pé e caídas, dentro das parcelas, este estudo apresenta também as estimativas médias de biomassa total, abaixo dos solos e a necromassa (peso por unidade de área das árvores mortas).

Em termos de carbono, as estimativas de AGB foram multiplicadas pelos teores médios descritos por Silva (2007). Para transformar os resultados de carbono para dióxido de carbono equivalente ou créditos de carbono (CO<sub>2</sub>.eq), basta multiplicar pela constante 3,6667. Este valor foi derivado das massas moleculares dos elementos que formam o dióxido de carbono (C e O). Assim, a Tabela 24 apresenta os valores dos estoques em carbono e CO<sub>2</sub>.eq.

TABELA 24 - ESTOQUES DE CARBONO E DIÓXIDO DE CARBONO EQUIVALENTE ESTIMADO, DE ÁRVORES VIVAS DAP  $\geq 10,0$  CM, DE CADA LOCALIDADE E A MÉDIA GERAL, COM SEUS RESPECTIVOS INTERVALOS DE CONFIANÇA.

LOCAL.	CABG (AD.)	CO2.EQ ABG
MIL	132,4 $\pm$ 3,6	485,4 $\pm$ 13,3
SGC	136,7 $\pm$ 6,2	501,2 $\pm$ 22,6
ABC	153,5 $\pm$ 4,4	562,7 $\pm$ 16,2
ZF5	154,5 $\pm$ 7,3	566,4 $\pm$ 26,8
JUT	149,0 $\pm$ 5,1	546,4 $\pm$ 18,7
AUP	157,5 $\pm$ 4,1	577,6 $\pm$ 15,1
CAP	156,6 $\pm$ 6,3	574,3 $\pm$ 23,1
RUN	128,2 $\pm$ 3,3	470,0 $\pm$ 12,2
FPR	153,2 $\pm$ 3,8	561,9 $\pm$ 13,9
JUR	138,9 $\pm$ 4,2	509,2 $\pm$ 15,4
ABU	101,1 $\pm$ 5,2	370,6 $\pm$ 19,1
Média geral	142,0 $\pm$ 10,6	520,5 $\pm$ 38,8

FONTE: O autor (2015).

NOTA: CABG (AD.) = estoque de carbono acima dos solos das árvores adultas, em t.ha<sup>-1</sup>; CO2.EQ ABG = estoque de dióxido de carbono equivalente acima dos solos das árvores adultas, em t.ha<sup>-1</sup>.

#### 5.6.1. Biomassa seca e Carbono abaixo dos solos

Um estoque negligenciado em quase todos os trabalhos técnicos científicos sobre biomassa e carbono na floresta, é o existente abaixo dos solos, ou de raízes. A dificuldade para coletar dados destrutivos deste compartimento limita o nível de detalhamento da maioria dos trabalhos. Silva (2007), Borges (2010) e Lima *et al.* (2012) são os únicos trabalhos descritos na literatura que coletaram e analisaram dados de biomassa de raízes. Alguns estudos reivindicam que apresentam as estimativas mais precisas por considerar uma variável ou um método “inovador”, como a densidade média da madeira e o uso de imagens de sensores remotos a laser, mas ao estimar o estoque de biomassa total (acima e abaixo dos solos), usam o “root-shoot” como alternativa.

Para esta pesquisa, o estoque de biomassa e carbono das raízes foram estimados por meio da equação ajustada por Silva (2007), também corrigida pela Hdom de cada localidade amostrada. Os valores das estimativas médias seguiram o mesmo padrão observado para os estoques acima dos

solos. No entanto, algumas estimativas absolutas diferenciaram. O maior estoque de biomassa de abaixo dos solos foi observado na Resex do Lago Capanã Grande (CAP) com  $56,4 \text{ t.ha}^{-1}$  ( $\pm 3,1$ ). Em valores de carbono e dióxido de carbono equivalente:  $26,2 \text{ tC.ha}^{-1}$  ( $\pm 1,5$ ) e  $95,9 \text{ tCO}_2\text{eq.ha}^{-1}$  ( $\pm 5,3$ ), respectivamente (Tabela 25). No geral, a biomassa abaixo dos solos representou em média 13,9% da biomassa total por hectare (Figura 44).

TABELA 25 - ESTOQUE MÉDIO DE BIOMASSA SECA, CARBONO E DIÓXIDO DE CARBONO EQUIVALENTE, ABAIXO DOS SOLOS, DE ÁRVORES VIVAS COM DAP  $\geq 10,0$  CM, DE CADA LOCALIDADE E A MÉDIA GERAL, COM SEUS RESPECTIVOS INTERVALOS DE CONFIANÇA.

LOCAL.	BGB ( $\text{t.ha}^{-1}$ )	CBLG ( $\text{t.ha}^{-1}$ )	CO <sub>2</sub> .EQ. BLG ( $\text{t.ha}^{-1}$ )
MIL	$43,7 \pm 1,9$	$20,3 \pm 0,9$	$74,3 \pm 3,3$
SGC	$43,0 \pm 2,8$	$20,0 \pm 1,3$	$73,2 \pm 4,7$
ABC	$49,8 \pm 2,1$	$23,1 \pm 1,0$	$84,7 \pm 3,5$
ZF5	$48,7 \pm 3,7$	$22,6 \pm 1,7$	$82,9 \pm 6,2$
JUT	$48,2 \pm 2,3$	$22,4 \pm 1,1$	$82,0 \pm 4,0$
AUP	$51,7 \pm 2,7$	$24,0 \pm 1,2$	$88,0 \pm 4,6$
CAP	$56,4 \pm 3,1$	$26,2 \pm 1,5$	$95,9 \pm 5,3$
RUN	$42,6 \pm 2,0$	$19,8 \pm 0,9$	$72,4 \pm 3,4$
FPR	$54,1 \pm 2,5$	$25,1 \pm 1,2$	$92,0 \pm 4,3$
JUR	$45,9 \pm 2,0$	$21,3 \pm 0,9$	$78,2 \pm 3,5$
ABU	$34,4 \pm 3,0$	$16,0 \pm 1,4$	$58,5 \pm 5,1$
Média geral	$47,1 \pm 3,8$	$21,9 \pm 1,8$	$80,2 \pm 6,5$

FONTE: O autor (2015).

NOTA: BGB = biomassa seca abaixo dos solos; CBLG = carbono abaixo dos solos; CO<sub>2</sub>.EQ. BLG = dióxido de carbono equivalente abaixo dos solos.

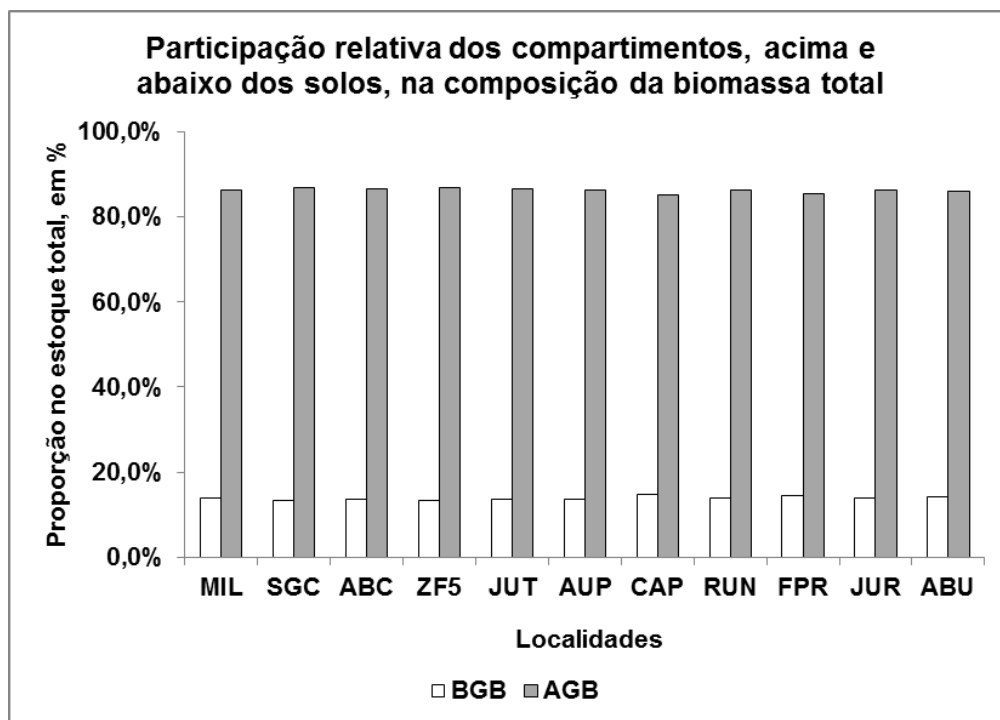


FIGURA 44 - RELAÇÃO PROPORCIONAL DA BIOMASSA AÉREA E ABAIXO DOS SOLOS.  
 FONTE: O autor (2015).

#### 5.6.2. Biomassa seca e carbono total

A estimativa do estoque de biomassa e carbono total é a combinação das estimativas acima e abaixo dos solos. Média geral do estoque de biomassa seca total, para árvores vivas com DAP  $\geq 10$  cm, estimada para o estado do Amazonas foi de  $339,8 \text{ t.ha}^{-1}$  ( $\pm 25,4$ ). O local com a maior média estimada foi a Resex do Lago Capanã Grande (CAP), com  $379,3 \text{ t.ha}^{-1}$  ( $\pm 25,4$ ) e a menor na Rebio do Abufari (ABU), com  $242,7 \text{ t.ha}^{-1}$  ( $\pm 13,2$ ). As médias estimadas também foram transformadas para carbono e dióxido de carbono equivalente (Tabela 26).

TABELA 26 - ESTOQUE MÉDIO DE BIOMASSA SECA, CARBONO E DIÓXIDO DE CARBONO EQUIVALENTE, TOTAL, DE ÁRVORES VIVAS COM DAP  $\geq 10$  CM, DE CADA LOCAL E A MÉDIA GERAL, COM SEUS RESPECTIVOS INTERVALOS DE CONFIANÇA.

LOCAL.	BSTOT (t.ha <sup>-1</sup> )	CTOT (t.ha <sup>-1</sup> )	CO2.EQ. TOT (t.ha <sup>-1</sup> )
MIL	316,6 $\pm$ 9,3	153,6 $\pm$ 4,5	563,1 $\pm$ 16,5
SGC	324,9 $\pm$ 15,1	157,6 $\pm$ 7,3	577,8 $\pm$ 26,9
ABC	366,2 $\pm$ 11,0	177,6 $\pm$ 5,4	651,2 $\pm$ 19,6
ZF5	367,2 $\pm$ 18,4	178,1 $\pm$ 8,9	653,0 $\pm$ 32,8
JUT	355,5 $\pm$ 12,6	172,4 $\pm$ 6,1	632,1 $\pm$ 22,5
AUP	376,6 $\pm$ 10,8	182,6 $\pm$ 5,3	669,6 $\pm$ 19,3
CAP	379,3 $\pm$ 15,9	184,0 $\pm$ 7,7	674,5 $\pm$ 28,2
RUN	306,8 $\pm$ 8,7	148,8 $\pm$ 4,2	545,7 $\pm$ 15,4
FPR	370,0 $\pm$ 10,1	179,5 $\pm$ 4,9	658,1 $\pm$ 18,0
JUR	332,3 $\pm$ 10,5	161,1 $\pm$ 5,1	590,9 $\pm$ 18,7
ABU	242,7 $\pm$ 13,2	117,7 $\pm$ 6,4	431,7 $\pm$ 23,5
Média	339,8 $\pm$ 25,4	164,8 $\pm$ 12,3	604,3 $\pm$ 45,2

FONTE: O autor (2015).

NOTA: BSTOT = estoque de biomassa seca total; CTOT = estoque de carbono total; CO2.EQ.TOT = estoque de dióxido de carbono equivalente total.

## 5.7. DINÂMICA DE VOLUME DE MADEIRA E CARBONO

Como já discutido, a dinâmica dos estoques foi estimada com base em dois métodos diferentes: comparação de estoques, com base em parcelas temporárias; análise de parcelas permanentes monitoradas. Dos locais amostrados nesta pesquisa, apenas SGC, ABC e ABU foram mensurados em apenas um período. Todos os demais foram monitorados em pelo menos dois momentos distintos e o AUP foi mensurado em três ocasiões: 2004, 2007 e 2012. No entanto, em JUR e JUT, não foi possível recuperar as parcelas permanentes instaladas nos períodos anteriores, devido ao baixo nível de precisão dos aparelhos de GPS da primeira expedição.

Comparando os estoques de volume comercial de madeira, estimados com base em parcelas temporárias, foi observado que na ZF5 e CAP houve um aumento de 17% e 11%, respectivamente. No entanto, todos os demais locais monitorados apresentaram uma redução no estoque (Tabela 27). A Resex do Rio Unini foi a que apresentou a maior queda, aproximadamente 25% de seu estoque caiu no período de 2000 a 2010.

TABELA 27 - ESTOQUE MÉDIO DE VOLUME COMERCIAL DE MADEIRA, DE ÁRVORES VIVAS COM DAP  $\geq$  10 CM, DE CADA LOCAL MONITORADO, DA PRIMEIRA MEDIÇÃO ATÉ A ÚLTIMA.

LOCAL.	ANO 1	ANO 2	ANO 3	INTERV.	VOL. 1	VOL. 2	VOL. 3	$\Delta p$	$\Delta a$
MIL	-	2005	2010	5	-	312.7	310.6	-2.1	-0.4
ZF5	-	2010	2011	1	-	355.1	415.3	60.2	60.2
JUT	-	2005	2011	6	-	286.1	279.2	-6.9	-1.2
AUP	2004	2007	2012	5	302,8	295.4	277.1	-18.3	-3.7
CAP	-	2008	2012	4	-	259.3	288.5	29.2	7.3
RUN	-	2010	2012	2	-	346.5	260.4	-86.1	-43.1
FPR	-	2009	2013	4	-	320.3	306,0	-14.3	-3.6
JUR	-	2006	2013	7	-	269.8	257.4	-12.4	-1.8
<b>Média</b>								<b>1.7</b>	
<b>IC (95%)</b>								<b>19.5</b>	

FONTE: O autor (2015).

NOTA: INTERV. = intervalo de tempo entre uma medição e a seguinte;  $\Delta p$  = diferença de estoques entre os períodos;  $\Delta a$  = diferença anual.

Com relação à estimativa de estoques de volume, apenas no Parque Fenológico da Embrapa (ZF5) e na Resex do Lago Capanã Grande (CAP) não foi observada uma queda nos estoques. Na Resex do Rio Unini (RUN) foi identificada uma redução de 24,8%, do primeiro período para o segundo. Na Resex do Auati-Paraná (AUP) o estoque de volume caiu 8% de 2004 a 2012 (302,8 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> em 2004 para 277,1 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> em 2012). Na Flona de Pau Rosa e na Resex do Baixo Juruá, a redução em volume foi de 4,5% e 4,6% respectivamente. Nas demais localidades (JUT e MIL), a redução foi muito pequena para ser computada.

A redução do estoque de volume na Resex do Rio Unini chama a atenção por ter sido de quase ¼ do seu estoque. Logo, foram analisadas outras informações para buscar uma justificativa para este efeito. Os dois inventários foram conduzidos em épocas similares (em abril de 2000 e maio de 2010). No mesmo período analisado, foi observado reduções nos estoques de densidade e área basal, mas em níveis mais discretos. A densidade caiu de 530 ind.ha<sup>-1</sup>, em 2000, para 521 ind.ha<sup>-1</sup>, em 2010, um decréscimo de 1,7%. Já a área basal apresentou uma queda de 5,9%, de 27,0 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> em 2000, para 25,4 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> em 2010. Porém, estas diferenças não justificam, necessariamente, a redução drástica do volume no período analisado.

Em relação à dinâmica dos estoques de AGB, a quantidade de localidades que apresentaram um incremento no estoque foi inversa em

relação ao volume. Com exceção das Resexs Rio Jutai (JUT) e Rio Unini (RUN), todas as demais apresentaram um aumento no estoque de AGB de um período para o seguinte (Tabela 28). Outro aspecto que diferenciou as variáveis analisadas foi a proporção do aumento ou da redução dos estoques. Na Resex do Rio Unini a redução de volume foi de 24,8%, mas em relação à AGB foi de apenas 5%. No CAP o incremento no estoque de biomassa foi de 25%. No Auati-Paraná as estimativas indicam que o estoque de AGB está se recuperando, visto que de 2004 para 2007, houve uma queda, mas de 2007 para 2012 o estoque aumentou.

TABELA 28 - ESTOQUE MÉDIO DE BIOMASSA ACIMA DOS SOLOS, DE ÁRVORES VIVAS COM DAP  $\geq$  10 CM, DE CADA LOCAL MONITORADO, DA PRIMEIRA MEDIÇÃO ATÉ A ÚLTIMA.

LOCAL	ANO 1	ANO 2	ANO 3	INTERV.	AGB 1	AGB 2	AGB 3	$\Delta p$	$\Delta a$
MIL	-	2005	2010	5	-	308.1	316.6	8.5	1.7
ZF5	-	2010	2011	1	-	318.3	367.2	48.9	48.9
JUT	-	2005	2011	6	-	362.8	355.5	-7.3	-1.2
AUP	2004	2007	2012	5	394,8	357.1	376.6	19.5	3.9
CAP	-	2008	2012	4	-	303.3	379.3	76.0	19.0
RUN	-	2010	2012	2	-	323.5	306.8	-16.7	-8.3
FPR	-	2009	2013	4	-	358	370	12.0	3.0
JUR	-	2006	2013	7	-	317.5	332.3	14.8	2.1
<b>Média</b>								<b>8.6</b>	
<b>IC (95%)</b>								<b>12.4</b>	

FONTE: O autor (2015).

Como já descrito, na Resex do Lago Capanã-Grande, de 2008 para 2012 a densidade (número de indivíduos por hectare) e a área basal apresentaram um aumento de apenas 4% e 11%, respectivamente. Portanto é possível afirmar que qualquer alteração na estimativa de densidade e/ou da área basal tem efeito nos estoques de volume de madeira e biomassa. Mas, ainda é necessário questionar o “por quê” da redução de uma variável ou outra. Quando os estoques diminuem, isso significa que a quantidade de árvores está diminuindo ou o equilíbrio entre recrutamento e mortalidade está desbalanceado? Para buscar respostas às estas perguntas, foram analisadas as parcelas permanentes.

Ao todo foram monitoradas (remedidas) 223 parcelas nas Resexs: Auati-Paraná (AUP), do Lago Capanã Grande (CAP) e Rio Unini (RUN) e na

Flona de Pau Rosa (FPR). Avaliando a relação recrutamento x mortalidade, foi observado que a primeira, na média anual, é quase o dobro que a segunda (Tabela 29). Também que a relação de *turnover*, ou seja, árvores que pulam de uma classe diamétrica para a seguinte, é positiva, com uma média  $1,7\%.\text{ano}^{-1}$  dos indivíduos monitorados apresentando esta transição. Foi analisada também uma taxa de  $2,2\%.\text{ano}^{-1}$  de “entrada no sistema”, que são as árvores da Regeneração Natural que atingiram um DAP mínimo de 10 cm. Do incremento médio anual, foi estimada uma média de 0,24 cm ( $\pm 0,01$ ).

TABELA 29 - ANÁLISES DAS RELAÇÕES ENTRE RECRUTAMENTO, MORTALIDADE, *TURNOVER*, ENTRADA NO SISTEMA DE MENSURAÇÃO E INCREMENTO MÉDIO, ANUAL, DE CADA LOCALIDADE MONITORADO.

LOCAL.	REC.*	MORT.*	REC.	MORT.	TAXA T-O	ENT. SIST.	INCR. DAP	I.C (95%)
AUP	2,0	1,1	1,4	1,1	1,1	1,5	0,17	0,01
CAP	3,3	1,6	1,9	1,6	1,5	1,9	0,22	0,01
FPR	2,0	1,2	1,6	1,2	1,6	2,3	0,23	0,01
RUN	4,5	2,6	3,4	2,8	2,5	3,2	0,36	0,02
Média	2,9	1,6	2,1	1,6	1,7	2,2	0,24	0,01

FONTE: O autor (2015).

NOTA: REC = recrutamento, em %; MORT = taxa de mortalidade, em %; \* = valores contando a RN; T-O = taxa de turnover, em %; Ent. Sist. = taxa da RN que atinge DAP  $\geq 10,0$  cm, em %; Incr. DAP = incremento médio, em cm, no diâmetro individual das árvores.

Com base nestas estimativas e correlacionando com outras informações, como densidade média e equações de volume, é possível avaliar a taxa de crescimento média em volume, por unidade de área. Para a Flona de Pau Rosa, por exemplo, estima-se que o incremento anual, em volume seja de  $0,009 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ . Logo, o incremento médio anual em volume, com base na taxa de incremento médio em DAP, é estimado em  $0,17 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$  ( $\pm 0,02$ ).

Um aspecto interessante é a da RUN, onde foi verificada uma redução de 25% no volume, mas suas taxas de recrutamento foram superiores. Isso pode ser explicado pelo tipo de recrutamento e de mortalidade. Quando uma árvore ingressa no sistema de mensuração, esta possui um DAP não muito superior à 10 cm. Porém, quando uma árvore morre e sai do sistema, esta pode ter um DAP qualquer, como uma árvore de 120 cm na FPR.

A saída de uma árvore de grande porte do sistema de mensuração implica em uma diferença mais impactante que a entrada de uma árvore de 10 cm de DAP. Por exemplo: uma árvore, na região de Manaus, com DAP de 50



cm possui um volume e biomassa aérea 32 e 67, respectivamente, vezes superior à uma árvore com 10 cm de diâmetro. Dessa forma, para que os estoques de volume e biomassa mantenham-se balanceados, a relação recrutamento vs. mortalidade precisa ser muito mais desproporcional que apenas 1,6:1.

Dos resultados das análises da dinâmica do carbono das florestas remedidas, chama a atenção os limites das incertezas das estimativas. Mesmo que, na média, tenha sido observado um incremento de  $4,18 \text{ tC.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ , o problema é interpretar este incremento com um limite de erro de 144%, que proporciona uma média que varia de  $-1,85 \text{ tC.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$  a  $10,22 \text{ tC.ha}^{-1}$ . Com este limite de erro não é possível inferir nada neste momento. Este nível de incerteza é o reflexo de apenas uma única remedição, uma vez que a idade média de 1.500 anos da floresta amazônica (CHAMBER *et al.* 1998). Oito anos de monitoramento (na Resex Auati-Paraná) é um intervalo muito pequeno para realizar afirmações enfáticas sobre a dinâmica da floresta.

## 5.8. INCERTEZAS

De todo o extenso trabalho de campo e de processamento de dados, destaca-se o nível de incerteza (intervalos de confiança) gerada nesta pesquisa. Salvo as estimativas dos estoques de volume comercial de madeira das espécies exploradas pelo mercado, todas as estimativas apresentaram níveis de erro abaixo de 10% (mínimo aceitável pelo setor). Isso demonstra que o trabalho de campo foi replicável em todas as localidades em que as equipes de campo frequentaram.

Para trabalhos com variáveis ambientais e, especificamente florestais, é importante se fazer uso das ferramentas estatísticas disponíveis e certificar-se de suas aplicabilidades à realidade do conjunto de dados. Por fim, realizar a coleta dos dados de modo minucioso, padronizado e organizado, para evitar o máximo de erros não amostrais.

As diferenças entre os valores da média estimada não importam necessariamente. Como cada estimativa foi calculada por meio de métodos e variáveis distintos, os resultados naturalmente diferem. No entanto, algo que

precisa ser focado é o nível de incerteza das médias calculadas. São poucos os trabalhos que apresentam qualquer tipo de informação relacionada à incerteza das estimativas.

Nesta pesquisa, todas as estimativas de biomassa e, consequentemente, carbono foram geradas com níveis de incerteza abaixo do limite aceitável pelo setor florestal (10%). A estimativa com o maior intervalo de confiança (IC), com um nível de 95% de probabilidade, foi para a média da Rebio do Abufari, com 5,2% em relação à média. O menor foi na Flona de Pau Rosa (2,5%). Estas incertezas foram as mais baixas calculadas. As estimativas para grupos de espécies comerciais geraram incertezas altas, devido ao baixo “n-amostal” disponível. Estas relações do IC foram observadas também para as estimativas dos estoques de biomassa seca abaixo dos solos (BLG) e total (BTdw), assim como nos valores correspondentes em carbono.

## 6 CONCLUSÃO

Com base nos resultados encontrados nesta pesquisa pode-se concluir:

- A aplicação de técnicas de amostragem mista é providencial para o Inventário Florestal Contínuo em áreas de florestas tropicais remotas e de difícil acesso, como as encontradas no estado do Amazonas;
- A amostragem de árvores caídas naturalmente na floresta é uma alternativa extremamente útil e interessante para a cubagem rigorosa e, conseqüentemente, o ajuste de equações de volume específicas para o local amostrado, assim como a concentração do esforço amostral em árvores recém caídas, para a mensuração da altura total e para estimativa da altura dominante da localidade;
- Com base na estrutura das florestas tropicais e nas condições das variáveis disponíveis, verificou-se que a metodologia desenvolvida para a estimativa da altura dominante em florestas de terra firme do Amazonas, considerando a média das alturas totais das 10% árvores mais grossas amostradas, é a mais adequada;
- Os resultados das estimativas médias e seus respectivos níveis de incerteza dos estoques de volume total e comercial, mostraram que o potencial madeireiro da Amazônia é relativo e só pode ser considerado “interessante” quando as estimativas são apresentadas em sua forma superlativa;
- A análise da dinâmica da floresta, por meio da remediação de parcelas permanentes, apresentou resultados interessantes mas associados a níveis de incerteza inaceitáveis. Sendo assim, as parcelas permanentes precisam ser monitoradas por períodos maiores e intervalos constantes.

## 7 CONSIDERAÇÕES FINAIS (REFLEXÕES DO AUTOR)

Os resultados de um inventário florestal precisam ser transformados em *memes* técnicos para substituir as representações sociais sobre o potencial florestal da Amazônia. Os superlativos, principalmente, precisam ser substituídos por estimativas com seus respectivos intervalos de confiança. O inventário florestal tem que deixar de ser apenas uma disciplina da engenharia florestal e passar a ser, de fato, um fio condutor para entender melhor o potencial das florestas da Amazônia. Os métodos de inventário podem ser retirados dos diversos livros textos publicados no Brasil, apenas focando a leitura para ações de transformação da realidade atual. A prática tem que ser levada em conta *pari passu* com os métodos, para compor as duas faces da mesma moeda.

As orientações do Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima (IPCC) podem também, sem contradições, complementar os livros textos de inventário florestal. No caso de projetos de carbono, por exemplo, o IPCC deixa claro, em seus manuais, que os resultados do inventário têm que ser apresentados em relatórios com dados e métodos sujeitos à verificação (MRV, em inglês); sendo que as estimativas têm que ser as mais precisas possíveis, replicáveis e auditáveis. Os métodos recomendados pelo IPCC têm que combinar inventário de campo (estimativas especializadas) e sensoriamento remoto (extrapolação). Além disso, num projeto de carbono há necessidade de explicitar o histórico de uso da terra e cenários futuros (linha de base), o seu impacto positivo à floresta e à comunidade (adicionalidade) e prever a saída de “predadores” da floresta a uma área fora do alcance do projeto (vazamento).

A cobertura original de floresta densa madura da Amazônia era de ~410 milhões de hectares. A partir de meados da década de 1960, a ocupação da Amazônia passou a ser uma prioridade do Brasil, com estradas e incentivos para a agropecuária (principalmente). Cinquenta anos depois, apesar do desmatamento, a floresta remanescente de, aproximadamente, 340 milhões de hectares, ainda é muito grande. Esta cobertura precisa de atenção muito especial do Brasil, não só pelo potencial florestal como pelos inúmeros papéis que a floresta desempenha no funcionamento dos ecossistemas amazônicos.

Igualmente importante é não perder de vista a necessidade de antecipar-se a iminente escassez de florestas e de seus recursos; exemplos de depauperação das florestas do sudeste asiático, do oeste africano e de outros biomas brasileiros não podem ser ignorados.

Uma importante lição aprendida durante a elaboração desta tese é que o inventário florestal na Amazônia tem que ser realizado com uma equipe interdisciplinar e com a participação de comunitários locais. Outra lição é que as incertezas associadas às estimativas dos estoques (volume e carbono) são baixas dentro e entre os sítios inventariados. No entanto, as incertezas associadas às estimativas de incremento são altas (neste estudo de caso, foi superior a 100%). Isto significa que o monitoramento da dinâmica florestal tem que ser realizado em várias ocasiões; três ocasiões (máxima utilizada neste estudo) não foram suficientes para manter a incerteza dentro de um limite tolerável. Sem monitoramento fica muito difícil avaliar a dinâmica florestal e a vulnerabilidade da floresta quando submetida a eventos meteorológicos extremos como secas e tempestades.

Quando as estimativas estão disponíveis, os superlativos da Amazônia oriundos ou não de representações sociais, adquirem dimensões comparáveis. No caso da madeira, neste estudo concluiu-se que o volume médio comercial em tora foi de  $20,3 \pm 5,3 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$  (IC 95%). Desta forma é possível comparar esta estimativa com o volume médio de plantios em condições de corte de *Eucalyptus* sp. ou *Pinus* sp., por exemplo, em outras regiões do Brasil e afirmar que é baixo. Quando a subjetividade cede lugar a uma média e seu intervalo de confiança ou incerteza, o planejamento é possível. Se a área total da floresta amazônica remanescente (~340 milhões de hectares) for incluída na conta, o superlativo pode ser sinônimo de um volume comercial que varia de 5,1 a 8,7 bilhões de  $\text{m}^3$  de madeira em tora.

## 8 REFERÊNCIAS

- ACHARD, F.; EVA, H. D.; STIBIG, H-J.; MAYAUX, P.; GALLEGU, J.; RICHARDS, T.; MALINGREAU, J-P. 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. **Science**. Vol. 297, p. 999-1002.
- AKINDELE, S. O.; LEMAY M.V. 2006. Development of tree volume equations for common timber species in the tropical rain forest area of Nigeria. **Forest Ecology and Management**. Nº 226. Pp 41 - 48.
- ALDER, D. 1980. **Forest Volume Estimation and Yield Prediction**. Yield Prediction. FAO Forestry Paper 22/2. v. 2. 194 p.
- AMARAL, I. L. do; MATOS, F. D. A.; LIMA, J. 2000. Composição florística e parâmetros estruturais de um hectare de floresta densa de terra firme no rio Uatumã, Amazônia, Brasil. **Acta Amazonica**. 30 (3): 377-392.
- ANDERSON, L. O.; MALHI, Y.; LADLE, R. J.; ARAGÃO, L. E. O. C.; SHIMABUKURO, Y.; PHILLIPS, O. L.; BAKER, T.; COSTA, A. C. L.; ESPEJO, J. S.; HIGUCHI, N.; LAURANCE, W. F.; LÓPEZ-GONZÁLEZ, G.; MONTEAGUDO, A.; NÚÑEZ-VARGAS, P.; PEACOCK, J.; QUESADA, C. A.; ALMEIDA, S.; VÁSQUEZ, R. 2009. Influence of landscape heterogeneity on spatial patterns of wood productivity, wood specific density and above ground biomass in Amazonia. **Biogeosciences**. 6, 2039–2083.
- ANGELSEN, A.; BROCKHAUS, M.; SUNDERLIN, W. D.; VERCHOT, L. V. (eds) 2013 **Analysing REDD+: Challenges and choices**. CIFOR, Bogor, Indonesia. V. 1. 488 p.
- ARAGÃO, L. E. O. C.; MALHI, Y.; METCALFE, D. B.; SILVA-ESPEJO, J. E.; JIMÉNEZ, E.; NAVARRETE, D.; ALMEIDA, S. COSTA, A. C. L.; SALINAS, N.; PHILLIPS, O. L.; ANDERSON, L. O.; ALVAREZ, E.; BAKER, T. R.; GONÇALVES, P. H.; HUAMÁN-OVALLE, J.; MAMANI-SOLÓRZANO, M.; MEIR, P.; MONTEAGUDO, A.; PATIÑO, S.; PEÑUELA, M. C.; PRIETO, A.; QUESADA, C. A.; ROZAS-D'AVILA, A.; RUDAS, A.; SILVA JR., J. A.; VÁSQUEZ, R. 2009. Above- and below-ground net primary productivity across ten Amazonian forests on contrasting soils. **Biogeosciences**, 6, 2759–2778.
- ARAÚJO, T. M.; HIGUCHI, N.; CARVALHO JR., J. A. 1999. Comparison of formulae for biomass content determination in a tropical rain forest in the state of Pará, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.117, p.43-52.
- ASNER, G. P.; KNAPP, D. E.; BROADBENT, E. N.; OLIVEIRA, P. J. C.; KELLER, M.; SILVA, J. N. 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. **Science**. Vol. 310: 480-482.
- AZEVEDO, C. P. de.; SANQUETTA, C. R.; SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P. de.; LOPES, J. C. A.; SOUZA, C. R. de. 2008. Efeito de diferentes níveis de exploração e tratamentos silviculturais sobre a dinâmica do povoamento florestal remanescente. **Anais: Seminário Dinâmica de Florestas Tropicais**. Belém, PA.

BACCINI, A.; GOETZ, S. J.; WALKER, W. S.; LAPORTE, N. T.; SUN, M.; SULLA-MENASHE, D.; HACKLER, J.; BECK, P. S. A.; DUBAYAH, R.; SAMANTHA, S.; HOUGHTON, R. A. 2012. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. **Nature Climate Change**. Vol. 2. DOI: 10.1038/NCLIMATE1354. p. 182-185.

BAKER, T. R.; PHILLIPS, O. L.; MALHI, Y.; ALMEIDA, S.; ARROYO, L.; DI FIORI, A.; ERWIN, T.; KILLEEN, T. J.; LAURANCE, S. G.; LAURANCE, W. F.; LEWIS, S. L.; LLOYD, J.; MONTEAGUDO, A.; NEILL, D. A.; PATIÑO, S.; PITMAN, N. C. A.; SILVA, J. N. M.; VÁSQUEZ MARTÍNEZ, R. 2004a. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. **Global Change Biology**. 10, 545-562.

BAKER, T. R.; PHILLIPS, O. L.; MALHI, Y.; ALMEIDA, S.; ARROYO, L.; DI FIORE, A.; ERWIN, T.; HIGUCHI, N. KILLEEN, T. J.; LAURANCE, S. G.; LAURANCE, W. F.; LEWIS, S. L.; MONTEAGUDO, A.; NEILL, D. A.; VARGAS, P. N.; PITMAN, N. C. A.; SILVA, J. N. M.; MARTINEZ, R. V. 2004b. Increasing biomass in Amazonian forest plots. **The Royal Society**, 359:353-365.

BARROS, P. L. C.; SILVA JÚNIOR, A. T. 2009. Equação de volume para árvores de uma floresta tropical densa no município de Anapu, Oeste do estado do Pará, Amazônia Oriental. **Revista de Ciências Agrárias**. Belém, n. 51, p. 115-126.

BATISTA, J. L. F.; MARQUESINI, M.; VIANA, V. M. 2004. Equações de volume para árvores de caxeta (*Tabebuia cassinoides*) no estado de São Paulo e sul do Rio de Janeiro. **Scientia Florestalis**. N. 65. 162-175.

BORGES, C. P. I. **Equações alométricas para estimar biomassa de campinaranas florestadas na região de Manaus, Amazônia Central**. Dissertação de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Manaus, X p. 2010

BRAGA, P.I.S. 1979. Subdivisão fitogeográfica, tipos de vegetação, conservação e inventário florístico da Floresta Amazônica. **Acta Amazonica**. Supl., Manaus, v. 9, n. 4, p. 53-80.

BRANDEIS, T. J.; DELANEY, M.; PARRESOL, B. R.; ROYER, L. 2006. Development of equations for predicting Puerto Rican subtropical dry forest biomass and volume. **Forest Ecology and Management**. 233. 133–142.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil, de 1988. Disponível em:

[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/constituicao/ConstituicaoCompilado.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/ConstituicaoCompilado.htm).

BRASIL. Constituição do Estado do Amazonas, de 1989. Disponível em: [http://www.camara.gov.br/internet/interacao/constituicoes/constituicao\\_amazonas.pdf](http://www.camara.gov.br/internet/interacao/constituicoes/constituicao_amazonas.pdf).

BRASIL. Lei n. 5.449 de 4 de junho de 1968. Declara de interesse da segurança nacional. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/1950-1969/L5449.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/1950-1969/L5449.htm).

BRASIL. Lei n. 9.985 de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/19985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm).

BRASIL. Lei n. 12.651 de 25 de maio de 2012. Institui o Novo Código Florestal Brasileiro. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/ato2011-2014/2012/lei/12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2011-2014/2012/lei/12651.htm).

BROWN, S. 1997. Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer. **FAO Forestry Paper** 134, Rome, Italy, p. 55.

CAMPOS, J. C. C.; LEITE, H. G. **Mensuração Florestal: perguntas e respostas**. Viçosa, MG: UFV. 2002. 407 p.

CARNEIRO, V. M. C. **Composição florística e análise estrutural da floresta primária de terra firme na bacia do rio Cueiras, Manaus – AM**. Dissertação de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Manaus, p. 77, 2004.

CARVALHO, J. O. P.; SILVA, J. N. M.; LOPES, J. C. A. 2004. Growth rate of a terra firme rain forest in brazilian amazonia over an eight-year period in response to logging. **Acta amazonica**. Vol. 34(2): 209 – 217.

CHAMBERS, J. Q.; HIGUCHI, N.; SCHIMEL, J. P. 1998. Ancient Trees in Amazonia. **Nature**, 391:135-136.

CHAMBERS, J. Q.; SANTOS, J. dos.; RIBEIRO, R. J.; HIGUCHI, N. 2000. Tree damage, allometric relationships, and above-ground net primary production in central Amazon forest. **Forest Ecology and Management**. 5348. 1-12.

CHAMBERS, J. Q.; HIGUCHI, N.; TRIBUZY, E. S.; TRUMBONE, S. E. Carbon sink for a century. **Nature**. Vol. 410. p. 429.

CHAMBERS, J. Q.; HIGUCHI, N.; TEIXEIRA, L. M.; SANTOS, J. dos.; LAURANCE, S. G.; TRUMBONE, S. E. 2004. Response of tree biomass and wood litter to disturbance in a Central Amazon forest. **Oecologia**. 141: 596–614

CHATTERJEE, S.; HADI, A. S.; PRICE, B. 2000. **Regression analysis by example**. John Wiley and Sons, New York, New York, USA. V. 5. 424 p.

CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M. A.; CHAMBERS, J. Q.; EAMUS, D.; FOLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.; LESCURE, J. P.; NELSON, B. W.; OGAWA, H.; PUIG, H.; RIERA, B.; YAMAKURA, T. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, 145: 85-99.

CLUTTER, J. L.; FORTSON, J. C.; PIENAAR, L. V.; BRISTER, G. H.; BAILEY, R. L. **Timber Management: A Quantitative Approach**. John Wiley and Sons, Inc. New York. 1983. V. 1. 333p.



COHEN, J.; P. COHEN. **Applied multiple regression/correlation analysis for the behavioral sciences**. Lawrence Erlbaum, Mahwah, New Jersey, USA. 1983. V. 1. 545 p.

COLPINI, C.; TRAVAGIN, D. P.; SOARES, T. S.; SILVA, V. S. M. 2009. Determinação do volume, do fator de forma e da porcentagem de casa de árvores individuais em uma floresta ombrófila aberta na região noroeste de Mato Grosso. **Acta Amazonica**. Vol. 39 (1), 97-104.

COUTO, H. T. Z. do.; BASTOS, N. L. M. 1987. Modelos de equações de volume e relações hipsométricas para plantações de *eucalyptus* no estado de São Paulo. **IPEF**, n.37, p.33-44.

D'OLIVEIRA, M. V. N.; BRAZ, E. M. 2006. Estudo da dinâmica da floresta manejada no projeto de manejo florestal comunitário do PC Pedro Peixoto na Amazônia Ocidental. **Acta amazonia**. Vol. 36(2): 177 – 182.

DRAPER, N. R.; SMITH, H. **Applied regression analysis**. John Wiley and Sons, New York, New York, USA. 1998. 3<sup>rd</sup> edition. 706 p.

ELDIK, van T.; LIMA, J. P.; PINTO, A. C.; ESTUMANO, D.; REIS, Q. 2008. **Relatório Final do Inventário Florestal Diagnóstico da FLONA de Saracá-Taquera, estado do Pará**. Serviço Florestal Brasileiro. 49 p.

EVA, H.D.; ACHARD, F.; STIBIG, H-J.; MAYAUX, P. 2003. Response to comment on “Determination of deforestation rates of the world’s humid tropical forests”. **Science**, 299, 1015b.

FEARNSIDE, P. M. 1996. Amazonian deforestation and global warming: carbon stocks in vegetation replacing Brazil’s Amazon forest. **Forest Ecology and Management**. 80, 21–34.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia: Dinâmica, impactos e controles. **Acta Amazonia**. Manaus, v. 36, n. 3, p. 395-400, 2006.

FEARNSIDE, P. M.; LAURANCE, W. F. 2003. Comment on determination of deforestation rates of the world’s humid tropical forests. **Science**, 299, 1015a.

FELDPAUSCH, T. R.; BANIN, L.; PHILLIPS, O. L.; BAKER, T. R.; LEWIS, S. L.; QUESADA, C. A.; AFFUM-BAFFOE, K.; ARETS, E. J. M. M.; BERRY, N. J.; BIRD, M.; BRONDIZIO, E. S.; CAMARGO, P. de.; CHAVE, J.; DJAGBLETEY, G.; DOMINGUES, T. F.; DRESCHER, M.; FEARNSIDE, P. M.; FRANÇA, M. B.; FYLLAS, N. M.; HIGUCHI, N.; HUNTER, M. O.; IIDA, Y.; SALIM, K. A.; KASSIM, A. R.; KELLER, M.; KEMP, J.; KING, D. A.; LOVETT, J. C.; MARIMON, B. H.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; LENZA, E.; MARSHALL, A. R.; METCALFE, D. J.; MITCHARD, E. T. A.; MORAN, E. F.; NELSON, B. W.; NILUS, R.; NOGUEIRA, E. M.; PALACE, M.; PATIÑO, S.; PEH, K. S. –H.; RAVENTOS, M. T.; REITSMAN, J. M.; SAIZ, G.; SCHRODT, F.; SONK, B.; TAEDOUNG, H. E.; TAN, S.; WHITE, L.; WOLL, H.; LLOYD, J. 2011. Height-diameter allometry of tropical forest trees. **Biogeosciences**, 8, 1081–1106.

FELDPAUSCH, T. R.; LLOYD, J.; LEWIS, S. L.; BRIENEN, R. J. W.; GLOOR, M.; MONTEAGUDO MENDOZA, A.; GONZALEZ-LOPEZ, G.; BANIN, L.; SALIM, K. A.; AFFUM-BAFFOE, K.; ALEXIADES, M.; ALMEIDA, S.; AMARAL, I.; ANDRADE, A.; ARAGAO, L. E. O. C.; MURAKAMI, A. A.; ARETS, E. J. M. M.; ARROYO, L.; AYMARD, G. A. C.; BAKER, T. R.; BÁNKI, O. S.; BERRY, N. J.; CARDOZO, N.; CHAVE, J.; COMISKEY, J. A.; ALVAREZ, E. OLIVEIRA, A.; DIFIORE, A.; DJAGBLETEY, G.; DOMINGUES, T. F.; ERWIN, T. L.; FEARNSIDE, P. M.; FRANÇA, M. B.; FREITAS, M. A.; HIGUCHI, N.; HONORIO, E.; IIDA, Y.; JIMÉNEZ, E.; KASSIM, A. R.; KILLEEN, T. J.; LAURANCE, W. F.; LOVETT, J. C.; MALHI, Y.; MARIMON, B. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; LENZA, E.; MARSHALL, A. R.; MENDOZA, C.; METCALFE, D. J.; MITCHARD, E. T. A.; NEILL, D. A.; NELSON, B. W.; NILUS, R.; NOGUEIRA, E. M.; PARADA, A.; PEH, K. S.-H.; PENA CRUZ, A.; PEÑUELA, M. C.; PITMAN, N. C. A.; PRIETTO, A.; QUESADA, C. A.; RAMÍREZ, F.; RAMÍREZ-ANGULO, H.; REITSMA, J. M.; RUDAS, A.; SAIZ, G.; SALOMÃO, R. P.; SCHWARZ, J.; SILVA, N.; SILVA-ESPEJO, J. E.; SILVEIRA, M.; SONKÉ, B.; STROPP, J.; TAEDOUNG, H. E.; TAN, S.; STEEGE, H.; TERBORGH, J.; TORELLO-RAVENTOS, M.; van der HEIJDEN, G. M. F.; VÁSQUEZ, R.; VILANOVA, E.; VOS, V. A.; WHITE, L.; WILLCOCK, S.; WOELL, H.; PHILLIPS, O. L. 2012. Tree height integrated into pantropical forest biomass estimates. **Biogeoscience**. Vol. 9. 3381-3403.

FERGUSON, L. S.; LEECH, J. W. 1978. Generalized Least Squares Estimation of Yield Functions. **Forest Science**. 24:27-42.

FERNANDES, N. P.; JARDIM, F. C. S.; HIGUCHI, N. 1984. Tabelas de volume para floresta tropical de terra firme da Estação Experimental de Silvicultura Tropical do INPA. **Acta Amazonica**.

FITTKAU, E. J.; IRMLER, U.; JUNK, W. J.; REISS, F.; SCHMIDT, G. W. 1975. Productivity, biomass, and population dynamics in Amazonian water bodies. In: F.B. Golley and E. Medina (Editors), *Tropical Ecological Systems -- Trends in Terrestrial and Aquatic Research*. Springer, New York, N.Y., pp. 289-311.

FOSTER BROWN, I.; MARTINELLI, L. A.; THOMAS, W. W.; MOREIRA, M. Z.; FERREIRA, C. C. A.; VICTORIA, R. A. 1995. Uncertainty in the biomass of Amazonian forests: Na example from Rondônia, Brazil. **Forest Ecology and Management**. 75, p. 175-189.

GAMA, J. R. V.; BOTELHO, S. A.; GAMA-BENTES, M. M. 2002. Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de várzea baixa no estuário amazônico. **Revista Árvore**. V. 26, n. 5, p. 559-566.

GRACE, J.; LLOYD, J.; McINTYRE, J.; MIRANDA, A. C.; MEIR, P.; MIRANDA, H. S.; NOBRE, C.; MONCRIEFF, J.; MASSHEDER, J.; MALHI, Y.; WRIGHT, I.; GASH, J. 1995. Carbon dioxide uptake by na undisturbed tropical rain forest in Southwest Amazonia, 1992 to 1993. **Science**. Vol. 270, p. 778-780.

GRAHAM, M. H. 2003. Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. **Ecology**. 84(11). 2809-2815.

HEDGES, J. I.; CLARK, W. A.; QUAY, P. D.; RICHEY, J. E.; DEVOL, A. H.; SANTOS, U. M. 1986. Compositions and fluxes of particulate organic material in the Amazon River. **Limnology and Oceanography**. Vol. 31, n. 4, 717-738.

HIGUCHI, N. 1986-87. Amostragem sistemática versus amostragem aleatória em floresta tropical úmida de terra-firme na região de Manaus. **Acta Amazonica**, 16/17 (único): 393-400.

HIGUCHI, N. **Short-term growth of an undisturbed tropical moist forest in the brazilian Amazon**. Tese de Doutor, Michigan State University. East Lansing, p. 129, 1987.

HIGUCHI, N. Usando o método "jackknife" para estimar volume de madeira da floresta amazônica. Em: **Atas da 24ª Reunião Regional da Associação Brasileira de Estatística e 12ª Semana do Estatístico**. Manaus, AM, 22-24 de abril de 1992. pp. 42-56.

HIGUCHI, N. O desmatamento insustentável na Amazônia. **Ciência Hoje**. v. 39, p. 67-71, Ed. Novembro – 2006.

HIGUCHI, N.; RAMM, W. 1985. Developing bole wood volume equations for a group of tree species of Central Amazon (Brazil). **Commonw. For. Rev.** 64(1). 33-41.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J. dos; JARDIM, F. C. S. 1982. Tamanho de parcela amostral para inventários florestais. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 12, n. 1, p. 91-103.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J. M.; IMANAGA, M.; YOSHIDA, S. 1994. Aboveground biomass estimate for Amazonian dense tropical moist forest. **Memoirs of the Faculty of Agricultura, Kagoshima University (Journal)**. 30, p. 43-54.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J. dos; RIBEIRO, R. J.; FREITAS, J. V.; VIEIRA, G.; CÖIC, A.; MINETTE, L. J. 1997. **Crescimento e Incremento de uma Floresta Amazônica de Terra-Firme Manejada Experimentalmente** In: Biomassa de Nutrientes Florestais. INPA/DFID, Manaus, p. 89-132.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J.; RIBEIRO, R. J.; MINETTE, L.; BIOT, Y. 1998. Biomassa da parte aérea da vegetação da floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia brasileira. **Acta Amazonica**, 28(2):153-166.

HIGUCHI, N.; CHAMBERS, J. Q.; SANTOS, J.; RIBEIRO, R. J.; PINTO, A. C. M.; SILVA, R. P.; ROCHA, R. M.; TRIBUZI, E. S. 2004. Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da Amazônia Central. **Floresta**. 34(3) 295-304.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J. dos; LIMA, A. J. N.; TEIXEIRA, L. M.; CARNEIRO, V. M. C.; TRIBUZY, E. S. **Manejo florestal sustentável na Amazônia brasileira**. Manaus, p. 140-155, 2006.

HIGUCHI, M. I. G.; HIGUCHI, N. (eds). **A floresta amazônica e suas múltiplas dimensões: uma proposta de educação ambiental** - 2a. edição revisada e ampliada. Manaus: INPA/FAPEAM/CNPq/INCT, 2012. 424p.

HOCKING, R. R. **Methods and applications of linear models: regression and the analysis of variance**. John Wiley and Sons, New York, New York, USA. 3<sup>rd</sup> edition. 1996. 720 p.

HOUGHTON, R. A. 1997. Terrestrial carbon storage: global lessons for Amazonian research. **Ciencia e Cultura Sao Paulo**, 49, 58–72.

HOUGHTON, R.A; SKOLE, D. L; NOBRE, C. A; HACKLER, J.L; LAWRENCE, K. T.; CHOMENTOWSKI, W. H. 2000. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. **Nature**, 403, 301–304.

HOUGHTON, R. A.; LAWRENCE, K. T.; HACKLER, J. L.; BROWN, S. 2001. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. **Global Change Biology**. 7, 731-746.

HOUGHTON, R. A. 2005. Aboveground forest biomass and the global carbon balance. **Global Change Biology**. 11, 945-958.

HUMMEL, A. C.; ALVES, M. V. S.; PEREIRA, D.; VERÍSSIMO, A.; SANTOS, D. 2010. **A atividade madeireira na Amazônia brasileira: produção, receita e mercados**. Serviço Florestal Brasileiro, Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia. Belém-PA. 32 p.

HUNTER, M. O.; KELLER, M.; VICTORIA, D.; MORTON, D. C. 2013. Tree height and tropical forest biomass estimation. **Biogeosciences**. 10. 8385-8399.

HUSCH, B.; MILLER, C. I.; BEERS, T. W. **Forest mensuration**. New York. Ronald Press. 1971.

HUSCH, B.; MILLER, C. I.; BEERS, T. W. **Forest Mensuration**. New York: John Wiley & Sons. 2<sup>nd</sup> ed., 1972. 402 p.

IBGE. 2012. **Manual técnico da vegetação brasileira**. IBGE. Rio de Janeiro. 271 p.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 1990. **Climate Change – The IPCC Scientific Assessment**. Edited by: Houghton, J. T.; Jenkins, G. J.; Ephraums, J. J. Cambridge University Press. New York. 414 p.

IPCC. 1990. **Climate Change – The IPCC Impact Assessment**. Edited by: Tegart, W. J. McG.; Sheldon, G. W.; Griffiths, D. C. Australian Government Publishing Service. Canberra. 296 p.

IPCC. 2006. **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Disponível em <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>.

IPCC, 2013: **Climate Change 2013: The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.

ITTO, 2012: **Annual review and assessment of the world timber situation**. International Tropical Timber Organization. Yokohama, Japan. Prepared by the Division of Economic Information and Market Intelligence, ITTO. ISBN 978-4-86507-007-1.

JARDIM, F. C. S.; HOSOKAWA, R. T. 1986/87. Estrutura da floresta equatorial úmida da estação experimental de silvicultura tropical do INPA. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 16/17, n. único, p. 411-507.

JIANG, L.; BROOKS, J. R.; WANG, J. 2005. Compatible taper and volume equations for yellow-poplar in West Virginia. **Forest Ecology and Management**. 213. 399-409.

JUNK, W.J. **Wetlands of tropical South América**. In: Whigham, D.H & Dykyjova, D. (eds.): Wetlands of the world I. Kluwer Academic Publishers. p. 679-739, 1993.

KOCH, G. W.; SILLETT, S. C.; JENNINGS, G. M.; DAVIS, S. D. 2004. The limits to tree height. **Nature**. Vol. 428. 851-854.

KONHAUSER, K. O.; FYFE, W. S.; KRONBERG, B. I. 1994. Multi-element chemistry of some Amazonian Waters and soils. **Chemical Geology**. 111. 155-175.

KOSSOY, A.; GUIDON, P. **State and trends of the carbon Market 2012**. World Bank report. 138 p. 2012.

KRONBERG, B. I.; FYFE, W. S.; LEONARDOS, O. H.; SANTOS, A. M. 1979. The chemistry of some Brazilian soils: element mobility during intense weathering. **Chemical Geology**. 24. 211-229.

LENTINI, M.; VERÍSSIMO, A.; PEREIRA, D. 2005. A expansão madeireira na Amazônia. **O Estado da Amazônia**, 2:1-4.

LIMA, J. A. N. **Avaliação de um sistema de inventário florestal contínuo em áreas manejadas e não manejadas do estado do Amazonas (AM)**. 183 p. Tese (Doutorado em Ciências de Florestas Tropicais). Inst. Nac. de Pesq. Amazônia (INPA). Manaus, 2010.

LIMA, A. J. N.; SUWA, R.; RIBEIRO, G. H. P. M., KAJIMOTO, T.; SANTOS, J. dos; SILVA, R. P. dos; SOUZA, C. A. S. de; BARROS, P. C.; NOGUCHI, H.; ISHIZUKA, M.; HIGUCHI, N. 2012. Allometric models for estimating above- and below-ground biomass in Amazonian forests at São Gabriel da Cachoeira in the upper Rio Negro, Brazil. **Forest Ecology and Management**. 277, 163–172.

LOETSCH, F.; ZÖHRER, F.; HALLER, K. E. **Forest Inventory**. Munich, BLV Verlagsgesellschaft. 2<sup>nd</sup> edition. Vol. II. 1973. 469 p.

LOPES, U. B. **Aspectos Físicos, Químicos e Ecológicos das misturas naturais de águas físico-quimicamente diferentes, na Amazônia**. 49 p. Tese de doutorado. INPA–Pós-graduação em Ciências Biológicas. Manaus, 1992.

MACHADO, S. A.; FIGUEIREDO FILHO, A. **Dendrometria**. 2<sup>nda</sup> edição. Guarapuava: Editora Unicentro, 2006. v. 1-2ed.. 316p.

MACHADO, S. A.; FIGURA, M. A.; SILVA, L. C. R.; TÉO, S. J.; STOLLE, L.; URBANO, E. 2008. Modelagem volumétrica para bracatinga (*Mimosa scabrella*) em povoamentos da Região Metropolitana de Curitiba. **Pesquisa Florestal Brasileira**. Colombo, n. 56. 17-29.

MALHI, Y.; NOBRE, A. D.; GRACE, J.; KRUIJT, B.; PEREIRA, M. G. P.; CULF, A.; SCOTT, S. 1998 Carbon dioxide transfer over a central Amazonian rain forest. **Journal of Geophysical Research**. Vol. 103, No. D 24, p. 31.593–31.612.

MALHI, Y. R.; WOOD, D.; BAKER, T. R.; WRIGHT, J.; PHILLIPS, O. L.; COCHRANE, T.; MEIR, P.; CHAVE, J.; ALMEIDA, S.; ARROYO, L.; HIGUCHI, N.; KILLEEN, T. J.; LAURANCE, S. G.; LAURANCE, W. F.; LEWIS, S. L.; MONTEAGUDO, A.; NEILL, D. A.; NÚÑEZ-VARGAS, P.; PITTMAN, N. C. A.; QUESADA, C. A.; SALOMÃO, R.; SILVA, J. N.; LEZAMA, A. T.; TERBORGH, J.; VÁSQUEZ-MARTÍNEZ, R.; VINCETI, B. 2006. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. **Global Change Biology**. 12, 1107-1138.

MARQUET, P.A.; QUIÑONES, R.A.; ABADES, S.; LABRA, F.; TOGNELLI, M.; ARIM, M.; RIVADENEIRA, M. 2005. Scaling and power-laws in ecological systems. **The Journal of Experimental Biology**. 208, 1749–1769.

MATOS, F. D. de A.; AMARAL, I. L. 1999. Análise ecológica de um hectare em floresta Ombrófila Densa de terra firme, estrada da várzea, Amazonas, Brasil. **Acta amazonica**. 29(3): 365-379.

MAZZEI, L.; SIST, P.; RUSCHEL, A.; PUTZ, F. E.; MARCO, P.; PENA, W.; FERREIRA, J. E. R. 2010. Above-ground biomass dynamics after reduced-impact logging in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**. 259, p. 367-373.

MELLO, A. A.; NUTTO, L.; WEBER, K. S. SANQUETTA, C. R.; MATOS, J. L. M.; BECKER, G. 2012. Individual Biomass and Carbon Equations for *Mimosa scabrella* Benth. (Bracatinga) in southern Brazil. **Silva Fennica**. v. 46, p. 333-343.

MITCHARD, E. T. A.; FELDPAUSCH, T. R.; BRIENEN, R. J. W.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; MONTEAGUDO, A.; BAKER, T. R.; LEWIS, S. L.; LLOYD, J.; QUESADA, C. A.; GLOOR, M.; ter STEEGE, H.; MEIR, P.; ALVAREZ, E.; ARAUJO-MURAKAMI, A.; ARAGÃO, L. E. O. C.; ARROYO, L.; AYMARD, G.; BANKI, O.; BONAL, D.; BROWN, S.; BROWN, F. I.; CERÓN, C. E.; CHAMA MOSCOSO, V.; CHAVE, J.; COMISKEY, J. A.; CORNEJO, F.; CORRALES MEDINA, M.; Da COSTA, L.; COSTA, F. R. C.; Di FIORE, A.; DOMINGUES, T. F.; ERWIN, T. L.; FREDERICKSON, T.; HIGUCHI, N.; HONORIO CORONADO, E. N.; KILLEEN, T. J.; LAURANCE, W. F.; LEVIS, C.; MAGNUSSON, W. E.; MARIMON, B. S.; MARIMON JUNIOR, B. H.; MENDOZA POLO, I.; MISHRA, P.; NASCIMENTO, M. T.; NEILL, D.; NÚÑEZ VARGAS, M. P.; PALACIOS, W.

A.; PARADA, A.; PARDO MOLINA, G.; PEÑA-CLAROS, M.; PITMAN, N.; PERES, C. A.; POORTER, L.; PRIETO, A.; RAMIREZ-ÂNGULO, H.; RESTREPO CORREA, Z.; ROOPSIND, A.; ROUCOUX, K. H.; RUDAS, A.; SALOMÃO, R. P.; SCHIETTI, J.; SILVEIRA, M.; de SOUZA, P. F.; STEININGER, M. K.; STROPP, J.; TERBORGH, J.; THOMAS, R.; TOLEDO, M.; TORRES-LEZAMA, A.; van ANDEL, T. R.; van der HEIJDEN, G. M. F.; VIEIRA, I. C. G.; VIEIRA, S.; VILANOVA-TORRE, E.; VOS, V. A.; WANG, O.; ZARTMAN, C.E.; MALHI, Y.; PHILLIPS, O. L. 2014. Markedly divergent estimates of Amazon forest carbon density from ground plots and satellites. **Global Ecology and Biogeography**. DOI: 10.1111/geb. 12168, p. 1-12.

MORI, S. A.; CUNHA, N. L. **The Lecythidaceae of a Central Amazonian Moist Forest**. The New York Botanical Garden, Bronx, New York, 60 p. 1995.

MOSS, R.H.; SCHNEIDER, S.H., 2000: Uncertainties in the IPCC TAR: Recommendations to lead authors for more consistent assessment and reporting. In: **Guidance Papers on the Cross Cutting Issues of the Third Assessment Report of the IPCC** [eds. R. Pachauri, T. Taniguchi and K. Tanaka], World Meteorological Organization, Geneva, pp. 33-51.]

NEGRÓN-JUAREZ, R. I.; CHAMBERS, J.; GUIMARÃES, G.; ZENG, H.; RAUPP, C. F. M.; MARRA, D. M.; RIBEIRO, G. H. P. M.; SAATCHI, S. S.; NELSON, B.; HIGUCHI, N. 2010. Widespread Amazon forest tree mortality from a single cross-basin line event. **Geophysical Research Letters**. Vol. 37, L16701.

NEPSTAD, D.C.; VERÍSSIMO, A.; ALENCAR, A.; NOBRE, C.; LIMA, E.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P.; POTTER, C.; MOUTINHO, P.; MENDONZA, E.; COCHRANE, M.; BROOKS, V. 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**. London, v. 398, p. 505-508.

NETER, J.; KUTNER, M. H.; NACHTSHEIM, C. J.; WASSERMAN, W. **Applied linear statistical models**. Irwin, Chicago, Illinois, USA. 1408 p. 1996.

NIKLAS, K. J. **Plant Allometry: The Scaling of Form and Process**. The University of Chicago Press. Chicago. 395p. 1994.

NOGUEIRA, E. M.; FEARNSIDE, P. M.; NELSON, B. W.; BARBOSA, R. I.; KEIZER, E. W. H. 2008. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. **Forest Ecology and Management**. 256, 1853-1867.

OHASHI, S.; OKADA, N.; NOBUCHI, T.; SIRIPATANADILOK, S.; VEENIN, T. 2009. Detecting invisible growth rings of trees in seasonally dry forests in Thailand: isotopic and wood anatomical approaches. **Trees**. 23: 813-822.

OHASHI, S.; OKADA, N.; AZIM, A. A. A.; YAHYA, A. Z.; NOBUCHI, T. 2011. Estimation of tree age in the humid tropics by vessel measurement: A preliminary study. **Tropics**. Vol. 19 (3). 107-112.

OLIVEIRA, A. A. 2000. Inventários quantitativos de árvores em matas de terra firme: Histórico com enfoque na Amazônia Brasileira. **Acta amazonica**. 30(4): 543-567.

OLIVEIRA, A. N.; AMARAL, I. L. 2004. Florística e fitossociologia de uma floresta de vertente na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**. Manaus, v. 34, n. 1, p. 21-34.

OLIVEIRA, L. C.; COUTO, H. T. Z.; SILVA, J. N.; CARVALHO, J. O. P. 2005. Efeito da exploração de madeira e tratamentos silviculturais na composição florística e diversidade de espécies em uma área de 136ha na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, Pará. **Scientia Forestalis**. N. 69, p. 62-76.

OLIVEIRA, A. N.; AMARAL, I. L.; RAMOS, M. B. P.; NOBRE, A. D.; COUTO, L. B.; SAHDO, R. M. Composição e diversidade florístico-estrutural de um hectare de floresta densa de terra firme na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta amazonica**. 2008. Vol. 38(4): 627-642.

OLIVEIRA, M. M.; HIGUCHI, N.; CELES, C. H.; HIGUCHI, F. G. 2014. Tamanho e formas de parcelas para inventários florestais de espécies arbóreas na Amazônia Central. **Ciência Florestal**. Santa Maria, v. 24, n. 3, p. 645-653.

OVERMAN, J. P. M.; WITTE, H. J. L.; SALDARRIGA, J.G. 1994. Evaluation of Regression Models for Above-ground Biomass Determination in Amazonia Rainforest. **Journal of Tropical Ecology**, v.10, p.207-218.

PÉLLICO NETTO, S.; BRENA, D. A. **Inventário florestal**. Curitiba: Editorado pelos autores, p. 316, 1997.

PETERS-STANLEY, M.; GONZALEZ, G.; YIN, D. **Covering New Ground: State of forest carbon markets 2013**. Washington, DC. 101 p. 2013.

PHILLIPS, O.L.; HALL, P.; GENTRY, A.H.; SAWYER, S.A. e VÁSQUEZ, M. 1994. Dynamics and species richness of tropical rainforests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**. 91: 2805 – 22809.

PHILLIPS, O. L.; MALHI, Y. HIGUCHI, N.; LAURANCE, W. F.; NÚÑEZ, P. V.; VÁSQUEZ, R. M.; LAURANCE, S. G.; FERREIRA, L. V.; STERN, M.; BROWN, S.; GRACE, J. 1998. Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. **Science**, 282(5388):439-442.

PHILLIPS, O. L.; LEWIS, S. L.; BAKER, T. R.; CHAO, K. -J.; HIGUCHI, N. 2008. The changing Amazon forest. **Philosophical Transactions of The Royal Society**. 363, 1819-1827.

PILLI, R., ANFODILLO, T.; CARRER, M. 2006. Towards a functional and simplified allometry for estimating forest biomass. **Forest Ecology and Management**, 237: 583-593.



PIRES, J. M.; PRANCE, G. T. **The vegetation types of the Brazilian Amazon.** In: Prance, G.T & Lovejoy, T.E., eds. *Amazônia: key environment*. London, Pergamon Press, p. 109-145, 1985.

PORTO, M. L.; LONGHI, H. M.; CITADINI, V.; RAMOS, R. F.; MARIATH, J. E. A. 1976. Levantamento fitossociológico em área de “mata-de-baixo” na Estação Experimental de Silvicultura Tropical – INPA – Manaus – Amazonas. **Acta amazonica**. 6(3): 301-318.

PRANCE, G. T.; RODRIGUES, W. A.; SILVA, M. F. 1976. Inventário florestal de um hectare de mata de terra firme km 30 da Estrada Manaus – Itacoatiara. **Acta amazonica**. 6(1): 9-35.

QUEIROZ, W. T. **Técnicas de amostragem em inventário florestal nos Trópicos.** Belém: FCAP. Serviço de Documentação e Informação. 1998. 147 p.

RADAMBRASIL. Programa de Integração Nacional. Levantamento de Recursos Naturais. 1978. V. 14 (Alto Solimões) – RADAM (projeto) DNPM, Ministério de Minas e Energia. Brasil. 626p.

RANKIN-DE-MÉRONA, J. M.; PRANCE, G. T.; HUTCHINGS, R. W.; SILVA, M. F.; RODRIGUES, W. A.; UEHLING, M. E. 1992. Preliminary results of a large-scale tree inventory of upland Rain Forest in the Central Amazon. **Acta Amazonia**. 22(4): 493-534.

RAYOL, B. P.; ALVINO-RAYOL, F. O.; SILVA, M. F. F. 2011. Similaridade florística entre o estrato arbóreo e a regeneração natural de uma floresta secundária, no município de Bragança, nordeste do estado do Pará. **Revista Brasileira de Agroecologia**. 6 (3): 107-114.

REES, M.; CONDIT, R.; CRAWLEY, M.; PACALA, S.; TILMAN, D. 2001. Long-term studies of vegetation dynamics. **Science**. Vol. 293, 650-658.

RENNIE, J. C. 1979. Comparison of Height-Measurement Techniques in a Dense Loblolly Pine Plantation. **Southern Journal of Applied Forestry**. 3, n. 4, 146–148.

REZENDE, A. V. **Diversidade, estrutura, dinâmica e prognose do crescimento de um cerrado *sensu stricto* submetido a diferentes distúrbios por desmatamento.** Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná. 269 p. 2002.

RIBEIRO, J. E. L da S.; HOPKINS, M. J. G.; VICENTINI, A.; SOTHERS, C. A.; COSTA, M. A. da S.; BRITO, J. M. de; SOUZA, M. A. D. de; MARTINS, L. H. P.; LOHMANN, L. G.; ASSUNÇÃO, P. A. C. L.; PEREIRA, E. da C.; SILVA, C. F. da; MESQUITA, M. R.; PROCÓPIO, L. C. **Flora da Reserva Ducke: guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra-firme na Amazônia Central.** Manaus: INPA. p. 816, 1999.

ROCHA, J. de A. **Madeira caída como oportunidade para o manejo florestal comunitário em unidades de conservação no Amazonas, Brasil.**

Dissertação de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Manaus. X p. 2010.

ROLIM, S. G.; COUTO, H. T. Z.; JESUS, R. M.; FRANÇA, J. T. Modelos volumétricos para a Floresta Nacional do Tapirapé-Aquirí, Serra dos Carajás (PA). **Acta Amazonica**, vol. 36(1) 2006: 107–114, 2006.

SAATCHI, S. S.; HOUGHTON, R. A.; SANTOS ALVALÁ, R. C.; SOARES, J. V.; YU, Y. 2007. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon. **Global Change Biology**. 13, 816-837.

SAATCHI, S. S.; HARRIS, N. L.; BROWN, S.; LEFSKY, M.; MITCHARD, E. T. A.; SALAS, W.; ZUTTA, B. R.; BUERMANN, W.; LEWIS, S. L.; HAGEN, S.; PETROVA, S.; WHITE, L.; SILMAN, M.; MOREL, A. 2011. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical region across three continents. **PNAS**. Vol. 108, n. 24. 9899-9904.

SANQUETTA, C. R.; CORTE, A. P. D.; SILVA, F. 2011. Biomass expansion factor and root-to-shoot ratio for *Pinus* in Brazil. **Carbon Balance and Management**. v. 6, p. 1-22.

SANTANA, A. C.; SANTOS, M. A. S.; SANTANA, A. L.; YARED, J. A. G. 2012. O valor econômico da extração manejada de madeira no Baixo Amazonas, estado do Pará. **Revista Árvore**. Vol. 36, n. 3, p. 527-536.

SANTOS, H. M.; RIBEIRO, M. N. G. 1988. A hidroquímica do rio Solimões – Amazonas. **Acta amazonica**. 18(3-4): 145-172.

SANTOS, J. dos. **Análise de modelos de regressão para estimar a fitomassa da floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia Brasileira**. 121 p. Tese de Doutorado - Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais. 1996.

SILESHI, G. W. 2014. A critical review of forest biomass estimation models, common mistakes and corrective measures. **Frest Ecology and Management**. 329. 237-254.

SILVA, J. N. M.; LOPES, J. C. A.; OLIVEIRA, L. C.; SILVA, S. M. A.; CARVALHO, J. O. P.; COSTA, D. H. M.; MELO, M. S.; TAVARES, M. J. M. **Diretrizes para instalação e medição de parcelas permanentes em florestas naturais da Amazônia Brasileira**. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental: il., 2005. 69 p.

SILVA, R. P. da. **Alometria, estoque e dinâmica da biomassa de florestas primárias e secundárias na região de Manaus (AM)**. 152 p. Tese de Doutorado. Programa Integrado de Pós-graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais (INPA), Manaus, 2007.

SILVA, E. N.; SANTANA, A. C.; QUEIROZ, W. T.; SOUSA, R. J. 2011. Estimação de equações volumétricas para árvores de valor comercial em Paragominas, estado do Pará. **Amazônia: Ciência e Desenvolvimento**. Belém, v. 7, b. 13. p. 7-18.

SKOLE, D.; TUCKER, C. 1993. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon. Satellite data from 1978 to 1988. **Forest Science**, Lawrence, v. 260, p. 1905-1910.

SMITH, V. G. 1983. Compatible Basal Area Growth and Yield Models Consistent with Forest Growth Theory. **Forest Science**. Vol. 29, no. 2. 279-288.

SOARES-FILHO, B. S.; NEPSTAD, D. C.; CURRAN, L.; CERQUEIRA, G. C.; GARCIA, R. A.; RAMOS, C. A.; VOLI, E.; McDONALD, A.; LEFEBVRE, O.; SCHLEISINGER, P.; MCGRATH, D. 2005. Cenários de desmatamento para a Amazônia. **Estudos Avançados**. 19 (54). 137-152.

SOARES-FILHO, B. S.; NEPSTAD, D. C.; CURRAN, L. M.; CERQUEIRA, G. C.; GARCIA, R. A.; RAMOS, C. A.; VOLL, E.; McDONALD, A.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P. 2006. Modelling conservation in the Amazon basin. **Nature**. Vol. 440, n 23. 520-523.

STALLARD, R. F.; EDMOND, J. M., 1983. Geochemistry of the Amazon, 2. The influence of geology and weathering environment on the dissolved load. **Journal of Geophysical Research**. Vol. 88: 9671-9688.

STEENKAMP, C. J.; VOGEL, J. C.; FULS, A. van ROOYEN, N.; van ROOYEN, M. W. 2008. Age determination of *Acacia erioloba* trees in the Kalahari. **Journal of Arid Environments**, vol.72, issue 4, pp. 302-313.

STUIVER, M.; REIMER, P. J.; BARD, E.; BECK, J. W.; BURR, G. S.; HUGHEN, K. A.; KROMER, B.; McCORMAC, G.; VAN DER PLICHT, J.; SPURK, M. 1998. INTCALL98 Radiocarbon age calibration, 24,000-0 cal BP. **Radiocarbon**. Vol. 40, no. 3. 1041-1083.

SULLIVAN, A. D.; CLUTTER, J. L. 1972. A Simultaneous Growth and Yield Model for loblolly Pine. **Forest Science**. 18:76-86.

SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; HALL, J. B. 1990. Structure and dynamics of a tropical dry forest in Ghana. **Vegetatio**. V. 88: 31-51.

TABACHNICK, B. G.; L. S. FIDELL. 1996. **Using multivariate statistics**. Harper Collins, New York, New York, USA. 1996. 4<sup>th</sup> edition. 58 p.

TCA (Tratado de Cooperação Amazônica). **Amazonia Without Myths**. Comission on Development and Environment for Amazônia. Quito - Equador, p. 99, 1992.

TER STEEGE, H.; PITMAN, N. C. A.; SABATIER, D.; BARALOTO, C.; SALOMÃO, R. P.; GUEVARA, J. E.; PHILLIPS, O. L.; CASTILHO, C. V.; MAGNUSSON, W. E.; MOLINO, J-F.; MONTEAGUDO, A.; VARGAS, P. N.; MONTERO, J. C.; FELDPAUSCH, T. R.; CORONADO, E. N. H.; KILLEEN, T. J.; MOSTACEDO, B.; VASQUEZ, R.; ASSIS, R. L.; TERBORGH, J.; WITTMANN, F.; ANDRADE, A.; LAURANCE, W. F.; LAURANCE, S. G. W.; MARIMON, B. S.; MARIMON Jr., B-H.; VIEIRA, I. C. G.; AMARAL, I. L.; BRIENEN, R.; CASTELLANOS, H.; LÓPEZ, D. C.; DUIVENVOORDEN, J. F.; MOGOLLÓN, H. F.; MATOS, F. D. de A.; DÁVILA, N.; GARCÍA-VILLACORTA,

R.; DIAZ, P. R. S.; COSTA, F.; EMILIO, T.; LEVIS, C.; SCHIETTI, J.; SOUZA, P.; ALONSO, A.; DALLMEIER, F.; MONTOYA, A. J. D.; PIEDADE, M. T. F.; ARAUJO-MURAKAMI, A.; ARROYO, L.; GRIBEL, R. FINE, P. V. A.; PERES, C. A.; TOLEDO, M.; AYMARD, G. A. C.; BAKER, T. R.; CERÓN, C.; ENGEL, J.; HENKEL, T. W.; MAAS, P.; PETRONELLI, P.; STROPP, J.; ZARTMAN, C. E.; DALY, D.; NEILL, D.; SILVEIRA, M.; PAREDES, M. R.; CHAVE, J.; LIMA FILHO, D. de A.; JØRGENSEN, P. M.; FUENTES, A.; SCHÖNGART, J.; VALVERDE, F. C.; FIORE, A. Di.; JIMENEZ, E. M.; MORA, M. C. P.; PHILLIPS, J. F.; RIVAS, G.; ANDEL, T. R. van; HILDEBRAND, P. von; HOFFMAN, B.; ZENT, E. L.; MALHI, Y.; PRIETO, A.; RUDAS, A.; RUSCHELL, A. R.; SILVA, N.; VOS, V.; ZENT, S.; OLIVEIRA, A. A.; SCHUTZ, A. C.; GONZALES, T.; NASCIMENTO, M. T.; RAMIREZ-ANGULO, H.; SIERRA, R.; TIRADO, M.; MEDINA, M. N. U.; HEIJDEN, G. van DER; VELA, C. I. A.; TORRE, E. V.; VRIESENDORP, C.; WANG, O.; YOUNG, K. R.; BAIDER, C.; BALSLEV, H.; FERREIRA, C.; MESONES, I.; TORRES-LEZAMA, A.; GIRALDO, L. E. U.; ZAGT, R.; ALEXIADES, M. N.; HERNANDEZ, L.; HUAMANTUPA-CHUQUIMACO, I.; MILLIKEN, W.; CUENCA, W. P.; PAULETTO, D.; SANDOVAL, E. V.; GAMARRA, L. V.; DEXTER, K. G.; FEELEY, K.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; SILMAN, M. R. 2013. Hyperdominance in the Amazonian tree flora. **Science**. New York, Vol. 342, 324-343.

THAINES, F.; BRAZ, E. M.; MATTOS, P. P.; THAINES, A. A. R. Equações para estimative de volume de madeira para a região da bacia do Rio Ituxi, Lábrea, AM. **Pesquisa Florestal Brasileira**. Colombo, v. 30, n. 64, p. 283-289.

THERRELL, M. D.; STAHL, D. W.; MUKELABAI, M. M.; SHUGART, H. H. 2007. Age, and radial growth of *Pterocarpus angolensis* in southern Africa. **Forest Ecology and Management**. 244, p. 24-31.

WEISS, N.; HASSETT, M. **Introductory Statistics**. 1982. Arizona State University. 650 p.

WEST, G. B., BROWN, J. H.; ENQUIST, B. J. 1999. A general model for the structure and allometry of plant vascular systems. **Nature**, 400: 664-667.

WIEMANN, M. C.; WILLIAMSON, G. B. 2014. Wood specific gravity variation with height and its implications for biomass estimation. Research Paper FPL-RP-677. Madison, WI: **U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Forest Products Laboratory**. 9 p.

WILLIAMS, M. S.; BECHTOLD, W. A.; LABAU, V. J. 1994. Five instruments for measuring tree height: An evaluation. **Southern Journal of Applied Forestry**., Vol. 18 (2): 76–82.

WOODHOUSE, I. H.; MITCHARD, E. T. A.; BROLLY, M.; MANIATIS, D.; RYAN, C. M. 2012. Radar backscatter is not a 'direct measure' of forest biomass. **Nature Climate Change**. 2, p. 556-557.

WORBES, M. 2002. One hundred years of tree-ring research in the tropics – a brief history and na outlook to future challenges. **Dendrochronologia**. 20/1. 217-231.

## 8.1. REFERÊNCIAS ELETRÔNICAS

AMATA Brasil. Disponível em <http://www.amatabrasil.com.br/>, acesso em 20/05/2014.

Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima – UNFCCC. Disponível em: <http://unfccc.int>, acesso em: 05/08/2014.

Dicionário Michaelis on-line, disponível em: <http://michaelis.uol.com.br/>, acesso em: 10/07/2014.

Forest Trends. Disponível em: <http://www.forest-trends.org/fcm2013.php>, acesso em: 10/07/2014.

Google books. Disponível em: <http://books.google.com/?hl=pt-BR>, acesso em 10/07/2013.

Grupo de Pesquisas RAINFOR. Disponível em: <http://www.rainfor.org/pt>, acesso em 05/09/2014.

Grupo de Pesquisas TEAMNETWORK. Disponível em: <http://www.teamnetwork.org/>, acesso em 05/09/2014.

Instituto Brasileiro de Estatística e Geografia – IBGE. Estados, disponível em: [ftp://ftp.ibge.gov.br/Contas\\_Regionais/2012/pdf/comentarios.pdf](ftp://ftp.ibge.gov.br/Contas_Regionais/2012/pdf/comentarios.pdf), acesso em: 06/06/2014.

Instituto de Florestas e Produtos Florestais do Japão – FFPRI. Disponível em <https://www.ffpri.affrc.go.jp/>, acesso em 11/02/2013.

Instituto do Homem e do Meio Ambiente – IMAZON. Disponível em <http://amazon.org.br/>, acesso em 10/010/2013.

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. Monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite – Projeto PRODES, disponível em <http://www.obt.inpe.br/prodes/index.php>, acesso em 10/10/2014.

Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovação – MCTI. Disponível em: <http://www.mcti.gov.br/>, acesso em: 06/09/2014.

Mongabay. Disponível em <http://www.mongabay.com>, acesso em 05/10/2014.

Painel Intergovernamental sobre Mudanças do Clima – IPCC. Disponível em: <http://www.ipcc.ch/>, acesso em 20/02/2013.

Programa de REDD+ da Organização das Nações Unidas – UN-REDD. Disponível em: <http://www.un-redd.org/>, acesso em 13/06/2013.

Projeto *Carbon Dynamics of Amazonian Forests* – CDAF. Disponível em <http://cadaf.inpa.gov.br/>, acesso em 02/01/2014.

Quadro Convenção do Clima das Nações Unidas – UNFCCC. Disponível em <http://unfccc.int/>, acesso em 05/05/2014.

Serviço Florestal Brasileiro – SFB. Disponível em <http://www.florestal.gov.br/>, acesso em 02/01/2014.

Voluntary Carbon Standard – V-C-S. Disponível em: <http://www.v-c-s.org/>, acesso em 07/06/2014.

## 9 ANEXOS

TABELA 30 - ESPÉCIES COMERCIAIS EXPLORADAS PELA EMPRESA MIL MADEIRAS PRECIOSAS. CONTINUA

NOME VERNÁCULO	NOME CIENTÍFICO	FAMÍLIA
Abiurana Branca	<i>Micropholis venulosa</i> , <i>Pouteria</i> spp.	Sapotaceae
Abiurana Ferro	<i>Chrysophyllum prieurii</i> , <i>Pouteria</i> spp.	Sapotaceae
Arurá Branco	<i>Osteophloeum platispermum</i>	Myristicaceae
Abiurana Vermelha	<i>Pouteria guianensis</i> , <i>P. reticulata</i> , <i>P. spp.</i>	Sapotaceae
Acariquara	<i>Minquartia guianensis</i>	Olacaceae
Amapá	<i>Brosimum parinarioides</i>	Moraceae
Amapá Doce	<i>Brosimum potabile</i> , <i>B. utile</i>	Moraceae
Angelim da Campina	<i>Aldina heterophylla</i>	Fabaceae
Angelim Fava	<i>Parkia pendula</i>	Fabaceae
Angelim Pedra	<i>Hymenolobium excelsum</i> , <i>H. modestum</i> , <i>H. pulcherrimum</i> , <i>H. sericeum</i>	Fabaceae
Angelim Rajado	<i>Zygia racemosa</i> (syn. <i>Pithecellobium racemosum</i> )	Fabaceae
Angelim Vermelho	<i>Dinizia excelsa</i>	Fabaceae
Arara Tucupi	<i>Parkia decussata</i>	Fabaceae
Arurá Vermelho	<i>Iryanthera lancifolia</i>	Myristicaceae
Breu Branco	<i>Protium opacum</i>	Burseraceae
Breu Vermelho	<i>Protium altsonii</i>	Burseraceae
Cajui	<i>Anacardium parvifolium</i> , <i>A. spruceanum</i> , ( <i>A. giganteum</i> )	Anacardiaceae
Castanha Sapucaia	<i>Lecythis</i> sp.	Lecythidaceae
Cedro Tamaquaré	( <i>Guarea silvatica</i> )	Meliaceae
Cedrinho / Cardeiro	<i>Scleronema micranthum</i>	Bombacaceae
Copaiba	<i>Copaifera multijuga</i>	Fabaceae
Coração de Negro	<i>Swartzia corrugata</i> , <i>S. panacoco</i> , ( <i>S. ulei</i> , <i>S. ingifolia</i> , <i>Andira micrantha</i> )	Fabaceae
Cumarú	<i>Dipteryx odorata</i> , <i>D. polyphylla</i> , ( <i>D. magnifica</i> , <i>D. punctata</i> )	Fabaceae
Cupiuba	<i>Goupia glabra</i>	Celastraceae
Escorrega Macaco	<i>Peltogyne paniculata</i>	Fabaceae
Fava	<i>Vatairea paraensis</i> , ( <i>Vataireopsis speciosa</i> )	Fabaceae
Favinha	<i>Pseudopiptadenia psilostachya</i> , ( <i>P. suaveolens</i> )	Fabaceae
Guajará	( <i>Sarcaulus brasiliensis</i> )	Sapotaceae
Guariuba	<i>Clarisia racemosa</i>	Moraceae
Ipê	<i>Tabebuia serratifolia</i> , <i>T. incana</i>	Bignoniaceae
Itaúba Surubim	<i>Williamodendron quadrilocellatum</i>	Lauraceae
Jacareúba	<i>Calophyllum</i> aff. <i>brasiliense</i>	Clusiaceae
Jarana	<i>Lecythis prancei</i>	Lecythidaceae
Jatobá	<i>Hymenaea parvifolia</i> , <i>H. intermedia</i> , ( <i>H. courbaril</i> )	Fabaceae

TABELA 30 - CONTINUAÇÃO

NOME VERNÁCULO	NOME CIENTÍFICO	FAMÍLIA
Jutaí Pororoca	<i>Dialium guianense</i>	Fabaceae
Louro Amarelo	<i>(Aniba williamsii, Ocotea spp., Licaria canella)</i>	Lauraceae
Louro Aritú	<i>Licaria chrysophylla, (L. martiana)</i>	Lauraceae
Louro Chumbo	<i>(Aniba hostmanniana)</i>	Lauraceae
Louro Faia	<i>Roupala montana</i>	Proteaceae
Louro Gamela	<i>Sextonia rubra (syn. Ocotea rubra, Nectandra rubra)</i>	Lauraceae
Louro Itaúba	<i>Mezilaurus itauba, M. duckei</i>	Lauraceae
Louro Jacaré	<i>(Aniba santalodora)</i>	Lauraceae
Louro Preto	<i>Ocotea cinerea, O. immersa, (O. spp.)</i>	Lauraceae
Louro Rosa	<i>Aniba ferrea</i>	Lauraceae
Maparajuba	<i>Manilkara cavalcantei</i>	Sapotaceae
Nome Vernáculo	<i>Nome Científico</i>	Família
Mandioqueira	<i>Qualea paraensis</i>	Vochysiaceae
Marupá	<i>Simarouba amara</i>	Simaroubaceae
Massaranduba	<i>Manilkara huberi, M. bidentata</i>	Sapotaceae
Matamatá Preto	<i>Eschweilera truncata</i>	Lecythidaceae
Melancieira	<i>Alexa grandiflora</i>	Fabaceae
Muiracatiara	<i>Astronium lecontei</i>	Anacardiaceae
Muirapiranga	<i>Brosimum rubescens</i>	Moraceae
Pau Amarelo	<i>Euxylophora paraensis</i>	Rutaceae
Piquiarana	<i>Caryocar glabrum, (C. pallidum)</i>	Caryocaraceae
Paricarana	<i>Parkia multijuga</i>	Fabaceae
Pau Rosa	<i>Aniba roseaodora</i>	Lauraceae
Piquiá Marfim	<i>Aspidosperma desmanthum, (A. aracanga, A. sandwithianum)</i>	Apocynaceae
Piquiá	<i>Caryocar villosum</i>	Caryocaraceae
Preciosa	<i>Aniba canelilla</i>	Lauraceae
Sucupira Amarela	<i>Enterolobium schomburgkii</i>	Fabaceae
Sucupira Preta	<i>Diploporis triloba</i>	Fabaceae
Sucupira Vermelha	<i>Andira unifoliolata</i>	Fabaceae
Tauari Branco	<i>Couratari stellata, (Cariniana guianensis)</i>	Lecythidaceae
Tachi	<i>Sclerolobium spp., (Tachigali venusta)</i>	Fabaceae
Tatajuba	<i>Bagassa guianensis</i>	Moraceae
Tauari Vermelho	<i>Cariniana micrantha</i>	Lecythidaceae
Tento	<i>Ormosia paraensis</i>	Fabaceae
Uchi Torrado	<i>Vantanea macrocarpa, (V. micrantha)</i>	Humiriaceae
Ucuuba / Virola	<i>Virola spp.</i>	Myristicaceae
Violeta	<i>Peltogyne catingae, (P. excelsa)</i>	Fabaceae



TABELA 31 – LISTA DAS ESPÉCIES IDENTIFICADAS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO E SEUS RESPECTIVOS NOMES POPULARES E FAMÍLIAS BOTÂNICAS. CONTINUA

NOME VULGAR	FAMÍLIA	NOME CIENTÍFICO
Abiurana	Sapotaceae	<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma
Abiurana abiu	Sapotaceae	<i>Pouteria freitasii</i>
Abiurana bacuri	Sapotaceae	<i>Ecclinusa guianensis</i> Eyma
Abiurana branca	Sapotaceae	<i>Pouteria eugeniifolia</i> (Pierre) Baehni
Abiurana casca fina	Sapotaceae	<i>Pouteria filipes</i> Eyma
Abiurana cutite	Sapotaceae	<i>Pouteria flavilata</i> T.D. Penn.
Abiurana de guariba	Não Identificada	Não identificada
Abiurana fedorenta	Sapotaceae	<i>Pouteria oblanceolata</i> Pires
Abiurana ferro	Sapotaceae	<i>Pouteria rostrata</i> (Huber) Baehni
Abiurana olho de veado	Sapotaceae	<i>Pouteria anomala</i> (Pires) T.D. Penn.
Abiurana roxa	Sapotaceae	<i>Pouteria venosa</i> (Mart.) Baehni ssp. <i>amazonica</i> T.D. Penn.
Abiurana vermelha	Sapotaceae	<i>Pouteria guianensis</i> Aubl.
Açaí	Arecaceae	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.
Acapu	Fabaceae	Não identificada
Acariquara branca	Apocynaceae	<i>Geissospermum argenteum</i> Woodson
Acariquara roxa	Olacaceae	<i>Minquartia guianensis</i> Aubl.
Achichá	Malvaceae	<i>Sterculia pruriens</i> (Aubl.) K. Schum.
Amapá	Moraceae	<i>Pouteria</i> sp.
Amapá amargoso	Moraceae	Não identificada
Amapá doce	Moraceae	<i>Brosimum parinarioides</i> Ducke subsp. <i>parinarioides</i>
Amapá roxo	Moraceae	<i>Brosimum</i> sp.
Amarelinho	Euphorbiaceae	<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.
Ameixa 2	Myrsinaceae	Não identificada
Ameixa da mata	Hugoniaceae	<i>Roucheria punctata</i> (Ducke) Ducke
Anani	Clusiaceae	<i>Symphonia globulifera</i> L.
Andiroba	Fabaceae	<i>Carapa guianensis</i> Aubl.
Angelim da mata	Fabaceae	<i>Hymenolobium</i> sp.
Angelim pedra	Fabaceae	<i>Dinizia excelsa</i> Ducke
Angelim rajado	Fabaceae	<i>Zygia racemosa</i> (Ducke) Barneby & J.W. Grimes
Anoirá	Lauraceae	<i>Beilschmiedia brasiliensis</i> (Kosterm.) Kosterm.
Arabá	Fabaceae	<i>Swartzia</i> sp.
Arabá branco	Papilionoideae	Não identificada
Arabá preto	Papilionoideae	<i>Swartzia polyphylla</i> DC.
Arabá roxo	Fabaceae	<i>Swartzia reticulata</i> Ducke
Arabá vermelho	Fabaceae	<i>Swartzia schomburgkii</i> Benth.
Arabazinho	Papilionoideae	<i>Swartzia polyphylla</i> DC.
Araçá	Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp.
Araçá bravo	Myrtaceae	<i>Myrcia rufipila</i> McVaugh
Araueiria	Não Identificada	Não identificada

TABELA 31 – CONTINUAÇÃO.

NOME VULGAR	FAMÍLIA	NOME CIENTÍFICO
Arraieira	Euphorbiaceae	<i>Conceveiba martiana</i> Baill.
Assacu	Euphorbiaceae	<i>Hura crepitans</i> L.
Azeitona da mata	Myrtaceae	<i>Calyptanthus creba</i> McVaugh
Babaçu	Arecaceae	<i>Orbignya phalerata</i> Mart.
Bacaba	Arecaceae	<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.
Bacuri	Clusiaceae	<i>Garcinia madruno</i> (Kunth) Hammel
Balata	Não Identificada	Não identificada
Balata brava	Não Identificada	Não identificada
Balata rosadinha	Sapotaceae	Não identificada
Balateira	Não Identificada	Não identificada
Branquinha	Violaceae	<i>Rinorea macrocarpa</i> (C. Mart. ex Eichler) Kuntze
Breu	Burseraceae	<i>Dacryodes cuspidata</i> (Cuatrec.) Daly
Breu branco	Burseraceae	<i>Protium altsonii</i> Sandwith
Breu de leite	Burseraceae	<i>Protium subserratum</i> (Engl.) Engl.
Breu manga	Burseraceae	<i>Protium aracouchini</i> (Aubl.) Marchand
Breu peludo	Burseraceae	<i>Protium grandifolium</i> Engl.
Breu pitomba	Burseraceae	<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze
Breu preto	Burseraceae	<i>Protium divaricatum</i> Engl.
Breu vermelho	Burseraceae	<i>Protium apiculatum</i> Swart
Buchuchu	Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp.
Buchuchu canela de velho	Melastomataceae	<i>Miconia dispar</i> Benth.
Buchuchu de totoca	Não Identificada	Não identificada
Buchuchu folha serrilhada	Melastomataceae	<i>Miconia granuosa</i> (Bonpl.) Naudin
Buchuchu orelha de burro	Melastomataceae	<i>Miconia tomentosa</i> (Rich.) D. Don ex DC.
Buriti	Arecaceae	<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.
Buritirana	Arecaceae	Não identificada
Burra leiteira	Não Identificada	Não identificada
Cacau da mata	Malvaceae	<i>Sterculia</i> sp.
Cacau de urubu	Malvaceae	<i>Sterculia</i> sp.
Cacauí	Malvaceae	<i>Theobroma sylvestre</i> Mart.
Cacauzinho	Malvaceae	Não identificada
Café bravo	Rubiaceae	<i>Duroia</i> sp.
Cajuí	Anacardiaceae	<i>Anacardium</i> sp.
Cajuí folha grande	Anacardiaceae	<i>Anacardium parvifolium</i> Ducke
Cajuí folha miúda	Anacardiaceae	<i>Anacardium spruceanum</i> Benth. ex Engl.
Canela de velho	Rubiaceae	<i>Chomelia tenuiflora</i> Benth.
Capitiú	Siparunaceae	<i>Siparuna</i> sp.
Capitiú folha grande	Siparunaceae	<i>Siparuna sarmentosa</i> Perkins
Capitiú folha miúda	Siparunaceae	<i>Siparuna decipiens</i> (Tul.) A.DC.
Caraipé	Chrysobalanaceae	<i>Couepia guianensis</i> Aubl.
Caraiperana	Chrysobalanaceae	<i>Couepia canomensis</i> (Mart.) Benth. ex Hook.f.
Carapanaúba	Apocynaceae	<i>Aspidosperma desmanthum</i> Benth. ex Müll. Arg.
Cardeiro	Malvaceae	<i>Scleronema micranthum</i> (Ducke) Ducke

TABELA 31 – CONTINUAÇÃO.

NOME VULGAR	FAMÍLIA	NOME CIENTÍFICO
Caroba	Bignoniaceae	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don
Casca doce	Sapotaceae	<i>Pradosia decipiens</i> Ducke
Castanha de cutia	Salicaceae	<i>Casearia javitensis</i> H.B.K.
Castanha de macaco	Lecythidaceae	<i>Cariniana micrantha</i> Ducke
Castanha de paca	Não Identificada	Não identificada
Castanha de porco	Euphorbiaceae	<i>Glycydendron amazonicum</i> Ducke
Castanha do brasil	Lecythidaceae	<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.
Castanha jarana	Lecythidaceae	<i>Lecythis</i> sp.
Castanha jarana folha grande	Lecythidaceae	<i>Lecythis poiteau</i> Berg
Castanha jarana folha miúda	Lecythidaceae	<i>Lecythis prancei</i> S.A.Mori
Castanha sapucaia	Lecythidaceae	<i>Lecythis zabucajo</i> Aubl.
Castanha vermelha	Lecythidaceae	<i>Eschweilera bracteosa</i> (Poepp. & Endl.) Miers
Castanharana	Lecythidaceae	<i>Cariniana decandra</i> Ducke
Cauaçu	Não Identificada	Não identificada
Cedro	Meliaceae	<i>Cedrela</i> sp.
Cedro vermelho	Não Identificada	Não identificada
Cedroarana	Fabaceae	<i>Cedrelinga cateniformis</i> (Ducke) Ducke
Chiclete bravo	Sapotaceae	<i>Micropholis guyanensis</i> (A.DC.) Pierre
Coco preto	Arecaceae	Não identificada
Copaíba	Fabaceae	<i>Copaifera multijuga</i> Hayne
Copaibarana	Fabaceae	Não identificada
Coração de negro	Fabaceae	<i>Swartzia corrugata</i> Benth.
Cumaru	Fabaceae	<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd.
Cumaru amarelo	Fabaceae	<i>Dipteryx</i> sp.
Cumaru roxo	Fabaceae	<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd.
Cumarurana	Fabaceae	<i>Dipteryx magnifica</i> Ducke
Cupiúba	Goupiaceae	<i>Goupia glabra</i> Aubl.
Cupuaçu	Malvaceae	<i>Theobroma grandiflorum</i> (Willd. Ex Spreng.) K.Schum
Cupuí	Malvaceae	<i>Theobroma subincanum</i> Mart.
Curu curu	Fabaceae	<i>Heterostemon ellipticus</i> Mart. ex Benth.
Dima	Euphorbiaceae	<i>Croton lanjouvensis</i> Jabl.
Embaúba	Urticaceae	<i>Pourouma</i> sp.
Embaúba bengue	Urticaceae	<i>Pourouma villosa</i> Trécul.
Embaúba branca	Urticaceae	Não identificada
Embaúba gigante	Urticaceae	<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.
Embaúba roxa	Urticaceae	<i>Cecropia purpurascens</i> C.C.Berg.
Embaubarana	Urticaceae	<i>Pourouma ovata</i> Trécul.
Envira	Annonaceae	<i>Duguetia stelechantha</i> (Diels) R.E.Fr.
Envira amarela	Annonaceae	<i>Duguetia flagellaris</i> Huber
Envira barriguda	Annonaceae	Não identificada
Envira bobó	Annonaceae	<i>Rollinia insignis</i> R.E.Fr.

TABELA 31 – CONTINUAÇÃO.

NOME VULGAR	FAMÍLIA	NOME CIENTÍFICO
Envira cauliflora	Annonaceae	<i>Guatteria</i> sp.
Envira cipó	Annonaceae	<i>Annona amazonica</i> R.E. Fr.
Envira fofa	Annonaceae	<i>Guatteria olivacea</i> R.E.Fr.
Envira iodo	Ulmaceae	<i>Ampelocera edentula</i> Kuhlms.
Envira pente de macaco	Malvaceae	<i>Apeiba echinata</i> Gaertner
Envira preta	Annonaceae	<i>Fusaea longifolia</i> (Aubl.) Saff.
Envira roxa	Annonaceae	<i>Pseudoxandra coriacea</i> R.E.Fr.
Envira sapotinha	Bombacaceae	<i>Quararibea ochrocalyx</i> (K.Schum.) Vischer
Envira sarassara	Não Identificada	Não identificada
Envira surucucu	Annonaceae	<i>Bocageopsis multiflora</i> (Mart.) R.E.Fr.
Envira taia	Annonaceae	<i>Ephedranthus amazonicus</i> R.E.Fr.
Envira taripupu	Annonaceae	<i>Xylopia benthamii</i> R.E.Fr.
Envira vassourinha	Annonaceae	<i>Xylopia</i> sp.
Envira vermelha	Annonaceae	<i>Duguetia</i> sp.
Envireira	Annonaceae	Não identificada
Escorrega macaco	Fabaceae	<i>Peltogyne paniculata</i> Benth.
Falsa cupiuba	Violaceae	<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.
Falsa rainha	Moraceae	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber
Fava	Fabaceae	<i>Abarema</i> sp.
Fava amarela	Fabaceae	<i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip var. <i>jupunba</i>
Fava amargosa	Fabaceae	<i>Vatairea sericea</i> Ducke
Fava arara tucupi	Fabaceae	<i>Parkia decussata</i> Ducke
Fava bengue	Fabaceae	<i>Parkia nitida</i> Miq.
Fava camuzé	Fabaceae	<i>Stryphnodendron guianensis</i> (Aubl.) Benth.
Fava folha fina	Fabaceae	<i>Pseudopiptadenia psilostachya</i> (Benth.) G.P. Lewis & L. Rico
Fava mata impinge	Não Identificada	Não identificada
Fava orelha de macaco	Fabaceae	<i>Enterolobium schomburgkii</i> Benth.
Fava paracaxi	Fabaceae	Não identificada
Fava paricá	Fabaceae	Não identificada
Fava parkia	Fabaceae	<i>Parkia</i> sp.
Fava rabo de arara	Fabaceae	<i>Parkia panurensis</i> Benth. ex H.C.Hopkins
Fava vermelha	Fabaceae	<i>Parkia</i> sp.
Faveira	Fabaceae	<i>Parkia</i> sp.
Favinha	Papilionoideae	Não identificada
Figo bravo	Rubiaceae	<i>Palicourea</i> sp.
Freijó	Boraginaceae	<i>Cordia exaltata</i> Lam.
Freijó branco	Boraginaceae	<i>Cordia</i> sp.
Fruto doce	Violaceae	<i>Leonia glycyarpa</i> Ruiz & Pav.
Genipapinho	Fabaceae	Não identificada
Gitó	Meliaceae	<i>Guarea carinata</i> Ducke
Gitó branco	Meliaceae	<i>Guarea pubescens</i> (Rich.) A. Juss. subsp. <i>Pubescens</i>
Gitó vermelho	Meliaceae	<i>Guarea scabra</i> A. Juss.

TABELA 31 – CONTINUAÇÃO.

NOME VULGAR	FAMÍLIA	NOME CIENTÍFICO
Goiaba de anta	Melastomataceae	<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana
Goiaba de anta vermelha	Melastomataceae	<i>Bellucia</i> sp. (L.) Triana
Goiabinha	Myrtaceae	<i>Myrcia minutiflora</i> Sagot
Grão de galo	Não Identificada	Não identificada
Guariúba	Moraceae	<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.
Inajá	Arecaceae	<i>Attalea maripa</i> (Aubl.) Mart.
Ingá	Fabaceae	<i>Inga</i> sp.
Ingá branco	Fabaceae	<i>Inga leiocalycina</i> Benth.
Ingá cauliflora	Fabaceae	<i>Inga</i> sp.
Ingá chichica	Fabaceae	<i>Inga gracilifolia</i> Ducke
Ingá copaíba	Fabaceae	<i>Dimorphandra parviflora</i> Spruce ex Benth.
Ingá de arara	Fabaceae	<i>Inga</i> sp.
Ingá ferro	Fabaceae	<i>Inga gracilifolia</i> Ducke
Ingá peludo	Fabaceae	<i>Inga suberosa</i> T.D.Penn.
Ingá vermelho	Fabaceae	<i>Inga cordatoalata</i> Ducke
Ingarana	Fabaceae	<i>Macrolobium</i> sp.
Ingazeiro	Fabaceae	<i>Inga</i> sp.
Inharé	Moraceae	<i>Helicostylis scabra</i> (J.F. Macbr.) C.C. Berg
Ipê roxo	Não Identificada	Não identificada
Itaúba	Lauraceae	<i>Mez Laurus duckei</i> van der Werff
Itaubarana	Olcaceae	<i>Heisteria barbata</i> Cuatrec.
Jaca brava	Moraceae	<i>Naucleopsis caloneura</i> (Huber) Ducke
Jacareúba	Clusiaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.
Jaraí	Sapotaceae	<i>Pouteria cladantha</i> Sandwith
Jasmim	Apocynaceae	<i>Tabernaemonthana</i> sp.
Jatobá	Fabaceae	<i>Hymenaea parvifolia</i> Huber
Jauari	Arecaceae	<i>Astrocaryum jauari</i> Mart.
Jiboinha	Fabaceae	<i>Swartzia cuspidata</i> Spruce ex Benth.
João mole	Nyctaginaceae	<i>Neea floribunda</i> Poepp. & Endl.
Jurubebão	Não Identificada	Não identificada
Jutaí	Fabaceae	<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Steud.
Jutaí cica	Fabaceae	<i>Pterocarpus</i> sp.
Jutaí mirim	Fabaceae	<i>Hymenaea intermedia</i> Ducke
Jutairana	Fabaceae	Não identificada
Jutaizinho	Fabaceae	Não identificada
Lacre branco	Hypericaceae	<i>Vismia gracilis</i> Hieron.
Lacre da mata	Hypericaceae	<i>Vismia</i> sp.
Lacre vermelho	Hypericaceae	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy
Leiteira	Moraceae	<i>Lacmellea gracilis</i> (Müll.Arg.) Markgr.
Limãozinho	Salicaceae	<i>Casearia manausensis</i> Sleumer
Lombrigueiro	Não Identificada	Não identificada
Louro	Lauraceae	<i>Aniba panurensis</i> (Meissn.) Mez
Louro amarelo	Lauraceae	<i>Ocotea cinerea</i> van der Werff

TABELA 31 – CONTINUAÇÃO.

NOME VULGAR	FAMÍLIA	NOME CIENTÍFICO
Louro aritú	Lauraceae	<i>Ocotea argyrophylla</i> Ducke
Louro branco	Lauraceae	<i>Ocotea immersa</i> van der Werff
Louro chumbo	Lauraceae	<i>Ocotea cerneua</i> (Nees) Mez
Louro fofo	Lauraceae	<i>Ocotea matogrossensis</i> Vattimo
Louro gamela	Lauraceae	<i>Sextonia rubra</i> (Mez) van der Werff
Louro inhamuí	Lauraceae	<i>Ocotea dourandensis</i> Vattimo-Gil
Louro pirarucu	Lauraceae	<i>Aiouea grandifolia</i> van der Werff
Louro preto	Lauraceae	<i>Ocotea nigrescens</i> Vicentini
Louro puxuri	Não Identificada	Não identificada
Louro rosa	Lauraceae	<i>Aniba ferrea</i> Kubitzki.
Louro seda	Lauraceae	<i>Licaria</i> sp.
Maçaranduba	Sapotaceae	<i>Manilkara bidentata</i> Williams subsp. <i>bidentata</i>
Macucu	Chrysobalanaceae	<i>Licania</i> sp.
Macucu chiador	Chrysobalanaceae	<i>Licania</i> sp.
Macucu de formiga	Chrysobalanaceae	<i>Hirtella</i> sp.
Macucu de paca	Chrysobalanaceae	Não identificada
Macucu de sangue	Chrysobalanaceae	<i>Couepia</i> sp.
Macucu farinha seca	Chrysobalanaceae	<i>Hirtella bicornis</i> Mart. & Zucc.
Macucu fofo	Chrysobalanaceae	<i>Licania heteromorpha</i> Benth. var. <i>heteromorpha</i>
Macucu murici	Humiriaceae	<i>Licania</i> sp.
Macucu peludo	Chrysobalanaceae	<i>Hirtella physophora</i> Mart. & Zucc.
Mamãozinho	Coccolpermaceae	<i>Mouriri</i> sp.
Não Identificada	Melastomataceae	<i>Mouriri duckeanoides</i> Morley
Mamuí	Não Identificada	Não identificada
Mandioqueira	Vochysiaceae	<i>Vochysia</i> sp.
Mandioqueira áspera	Vochysiaceae	<i>Qualea</i> sp.
Mandioqueira lisa	Vochysiaceae	<i>Vochysia vismiifolia</i> Spruce ex Warm.
Mandioqueira preta	Vochysiaceae	<i>Qualea paraensis</i> Ducke
Mandioqueira vermelha	Vochysiaceae	<i>Vochysia biloba</i> Ducke
Maparajuba	Sapotaceae	<i>Manilkara</i> sp.
Marajá	Arecaceae	Não identificada
Marfim branco	Opiliaceae	<i>Agonandra sylvatica</i> Ducke
Mari bravo	Icacinaeae	<i>Discophora guianensis</i> Miers
Marirana	Chrysobalanaceae	<i>Couepia bracteosa</i>
Marmeleira	Euphorbiaceae	Não identificada
Marupá	Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i> Aubl.
Marupá roxo	Simaroubaceae	<i>Simaba polyphylla</i> (Cavalcante) W.Thomas
Matamatá amarelo	Lecythidaceae	<i>Eschweilera wachenheimii</i> (Benoist) Sandwith
Matamatá branco	Não Identificada	Não identificada
Maueira	Vochysiaceae	<i>Erismia</i> sp.
Melancieira	Fabaceae	Não identificada
Membi	Não Identificada	Não identificada

TABELA 31 – CONTINUAÇÃO.

NOME VULGAR	FAMÍLIA	NOME CIENTÍFICO
Mirindiba	Euphorbiaceae	<i>Alchorneopsis floribunda</i> (Benth.) Müll. Arg.
Moela de mutum	Quiinaceae	<i>Lacunaria jenmanii</i> Ducke
Mororó	Não Identificada	Não identificada
Morototó	Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodin
Morototó branco	Não Identificada	Não identificada
Mucurão	Lecythidaceae	<i>Gustavia elliptica</i> S.A.Mori
Não Identificada	Violaceae	<i>Leonia glycyarpa</i> Ruiz & Pav.
Muiracatiara	Anacardiaceae	<i>Astronium lecointei</i> Ducke
Muirachimbé	Rubiaceae	<i>Amaioua</i> sp.
Muirajibóia	Fabaceae	<i>Swartzia cuspidata</i> Spruce ex Benth.
Muirajibóia amarela	Fabaceae	<i>Swartzia tessmannii</i> Harms
Muirajibóia jerimum	Fabaceae	<i>Swartzia recurva</i> Poepp.
Muirajibóia preta	Fabaceae	<i>Swartzia</i> sp.
Muirajibóia vermelha	Fabaceae	<i>Bocoa viridiflora</i> (Ducke) R.S.Cowan
Muirapiranga	Fabaceae	<i>Eperua glabriflora</i> (Ducke) R.S.Cowan
Muirapuama	Olacaceae	<i>Pthychoptalum olacoides</i> Benth.
Muiratinga	Moraceae	<i>Maquira sclerophylla</i> (Ducke) C.C.Berg
Muiratinga preta	Moraceae	<i>Maquira calophylla</i> (Poepp. & Endl.) C.C.Berg.
Muirauá	Melastomataceae	<i>Mouriri angulicosta</i> Morley
Muiraximbé	Rubiaceae	<i>Amaioua</i> sp.
Mulateiro	Rubiaceae	<i>Capirona decorticans</i> Spruce
Munguba	Malvaceae	<i>Eriotheca globosa</i> (Aubl.) Robyns
Murici	Malpighiaceae	<i>Byrsonima duckeana</i> W. R. Anderson
Murici da mata	Malpighiaceae	<i>Byrsonima poeppigiana</i> A.Juss.
Muru muru	Arecaceae	<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart.
Mututi	Fabaceae	<i>Pterocarpus officinalis</i> Jacq.
Não Identificada	Bixaceae	<i>Bixa</i> sp.
Não Identificada	Ebenaceae	<i>Diospirum</i> sp.
Oitirana	Não Identificada	Não identificada
Pagamia	Não Identificada	Não identificada
Pajurá	Chrysobalanaceae	<i>Licania octandra</i> (Hoffmanns ex Roem. & Schult.) Kuntze
Pajurazinho	Chrysobalanaceae	<i>Licania gracilipes</i> Taub.
Pama	Moraceae	<i>Brosimum utile</i> (Kunth) Pittier
Papo de mutum	Quiinaceae	<i>Quiina amazonica</i> A.C.Sm.
Paracuuba	Não Identificada	Não identificada
Paricá	Fabaceae	<i>Schizolobium amazonicum</i> Huber ex Ducke
Patauá	Arecaceae	<i>Oenocarpus bataua</i> Mart.
Pau banana	Fabaceae	<i>Alexa grandiflora</i> Ducke
Pau canela	Anisophylleaceae	<i>Anisophyllea manausensis</i> Pires & W.A. Rodrigues
Pau chichuá	Celastraceae	<i>Maytenus guyanensis</i> Klotzsch
Pau d'arco	Bignoniaceae	<i>Tabebuia serratifolia</i> (Vahl) G. Nicholson

TABELA 31 – CONTINUAÇÃO.

NOME VULGAR	FAMÍLIA	NOME CIENTÍFICO
Pau d'arco roxo	Não Identificada	<i>Tabebuia</i> sp.
Pau d'arco amarelo	Bignoniaceae	<i>Tabebuia</i> sp.
Pau marfim	Apocynaceae	<i>Aspidosperma</i> sp.
Pau pombo	Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.
Pau rainha	Moraceae	<i>Brosimum lactescens</i> (S.Moore) C.C.Berg.
Pau sandra	Euphorbiaceae	<i>Pausandra macropetala</i> Ducke
Paxiúba	Arecaceae	<i>Socratea exorrhiza</i> (Mart.) H. Wendl.
Paxiúba barriguda	Arecaceae	Não identificada
Paxiubinha	Arecaceae	<i>Iriartella setigera</i> (Mart.) H. Wendl.
Pazurazinho	Não Identificada	Não identificada
Pepino da mata	Apocynaceae	<i>Ambelania duckei</i> Markgr.
Pera	Euphorbiaceae	<i>Pera bicolor</i> Müll.Arg.
Periquiteira	Salicaceae	<i>Casearia</i> sp.
Periquiteira amarela	Salicaceae	<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler
Periquiteira branca	Salicaceae	<i>Casearia ulmifolia</i> Vahl. ex Vent.
Piabinha	Salicaceae	<i>Casearia pitumba</i> Sleumer
Piabinha branca	Salicaceae	<i>Casearia ulmifolia</i> Vahl. ex Vent.
Piãozinho	Euphorbiaceae	<i>Micrandropsis scleroxylon</i> W.Rodr
Pimenta de lontra	Ochnaceae	<i>Ouratea</i> sp.
Pimenta de nambu	Lacistemataceae	<i>Lacistema aggregatum</i> (P.J.Bergius) Rusby
Piquiá	Caryocaraceae	<i>Caryocar glabrum</i> (Aubl.) Pers.
Piquiá marfim	Apocynaceae	<i>Aspidosperma desmanthum</i> Müll. Arg.
Piquiá verdadeiro	Caryocaraceae	<i>Caryocar glabrum</i> (Aubl.) Pers.
Piquiarana	Caryocaraceae	<i>Caryocar pallydum</i> A.C.Sm.
Pitomba	Não Identificada	Não identificada
Pitomba da mata	Meliaceae	<i>Cupania scrobiculata</i> L.C.Rich.
Pujurazinho	Não Identificada	Não identificada
Pupunha brava	Arecaceae	<i>Syagrus inajai</i> (Spruce) Becc.
Pupunharana	Solanaceae	<i>Duckeodendron cestroides</i> Kuhlm.
Puruí	Rubiaceae	<i>Ladenbergia amazonensis</i> Ducke
Puruí peludo	Rubiaceae	<i>Kutchubaea</i> sp.
Puruizinho	Não Identificada	Não identificada
Quaruba	Vochysiaceae	<i>Vochysia ferruginea</i> Mart.
Quaruba branca	Vochysiaceae	<i>Erismia bicolor</i> Ducke
Quaruba vermelha	Vochysiaceae	<i>Erismia bracteosum</i> Ducke
Ripeiro	Lecythidaceae	<i>Eschweilera cyathiformis</i> S.A.Mori
Ripeiro amarelo	Lecythidaceae	<i>Eschweilera atropetiolata</i> S.A.Mori
Ripeiro branco	Lecythidaceae	<i>Eschweilera</i> sp. S.A.Mori
Ripeiro vermelho	Lecythidaceae	<i>Eschweilera romeu-cardosoi</i> S.A.Mori
Rosada brava	Sapotaceae	<i>Micropholis guyanensis</i> (A.DC.) Pierre ssp.
Rosadinha	Sapotaceae	<i>Micropholis cylindricarpa</i> (Poepp.) Pierre
Sapateiro	Clusiaceae	<i>Dystovomita brasiliensis</i> D'Arcy



TABELA 31 – CONTINUAÇÃO.

NOME VULGAR	FAMÍLIA	NOME CIENTÍFICO
Seringa	Euphorbiaceae	<i>Hevea guianensis</i> Aubl.
Seringa Barriguda	Euphorbiaceae	<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A. Juss.) Müll. Arg.
Seringarana	Euphorbiaceae	<i>Senefeldera macrophylla</i> Ducke
Serve para tudo	Simaroubaceae	<i>Simaba</i> sp.
Sorva	Apocynaceae	<i>Couma guianensis</i> Aubl.
Sorva brava	Apocynaceae	Não identificada
Sorva da mata	Apocynaceae	<i>Couma utilis</i> (Mart.) Müll. Arg.
Sorva de macaco	Apocynaceae	<i>Ambelania quadrangularis</i> Müll. Arg.
Sorvão	Apocynaceae	<i>Couma</i> sp.
Sorvinha	Moraceae	<i>Tabernaemontana muricata</i> (Miers) Markgr.
Sucuba	Apocynaceae	<i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce) Woodson
Sucupira	Fabaceae	<i>Abarema</i> sp.
Sucupira amarela	Fabaceae	<i>Vatairea paraensis</i> Ducke
Sucupira chorona	Fabaceae	<i>Diploptosis triloba</i> Gleason
Sucupira preta	Fabaceae	<i>Andira</i> sp.
Sucupira vermelha	Fabaceae	<i>Andira unifoliolata</i> Ducke
Sucuúba	Apocynaceae	<i>Himatanthus</i> sp.
Sumauma	Não Identificada	Não identificada
Supiá	Euphorbiaceae	<i>Conceveiba guianensis</i> Aubl.
Supiarana	Euphorbiaceae	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.
Surucucumira	Rutaceae	<i>Spathelia exelsa</i> (K.Krause) R.S.Cowan & Briz
Tabaco branco	Não Identificada	Não identificada
Tabaco bravo	Não Identificada	Não identificada
Taboquinha	Rubiaceae	<i>Coussarea ampla</i> Müll. Arg.
Tachi	Fabaceae	<i>Sclerolobium melanocarpum</i> Ducke
Tachi preto	Fabaceae	<i>Tachigali venusta</i> Dwyer
Tachi vermelho	Fabaceae	<i>Tachigali myrmecophila</i> Ducke
Tachirana	Fabaceae	<i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> Hochr.
Tamacoré	Clusiaceae	<i>Caraipa costata</i> Spruce ex Benth.
Tamanqueira	Rutaceae	<i>Zanthoxylon rhoifolium</i> Lam.
Tanimbuca	Combretaceae	<i>Buchenavia</i> sp.
Tanimbuca cinzeiro	Combretaceae	<i>Buchenavia parvifolia</i> Ducke
Tapurá	Dichapetalaceae	<i>Tapura amazonica</i> Poepp. & Endl.
Taquari	Euphorbiaceae	<i>Mabea</i> sp.
Taquari branco	Euphorbiaceae	<i>Mabea piriri</i> Aubl.
Taquari vermelho	Euphorbiaceae	<i>Mabea speciosa</i> Müll. Arg.
Tarumã	Lamiaceae	<i>Vitex triflora</i> Vahl
Tarumã branco	Não Identificada	Não identificada
Tuari	Lecythidaceae	<i>Couratari guianensis</i> Aubl.
Tuari branco	Lecythidaceae	<i>Couratari stellata</i> A.C.Sm.
Tento	Fabaceae	<i>Ormosia grossa</i> Rudd

TABELA 31 – CONTINUAÇÃO.

NOME VULGAR	FAMÍLIA	NOME CIENTÍFICO
Tento azul	Fabaceae	<i>Ormosia</i> sp.
Tento grande	Fabaceae	<i>Ormosia paraensis</i> Ducke
Timbauba	Fabaceae	<i>Stryphnodendron paniculatum</i> Poepp. & Endl.
Tinteira	Melastomataceae	<i>Miconia regelii</i> Cogn.
Tucumã	Arecaceae	<i>Astrocaryum aculeatum</i> G. Mey
Ubim	Arecaceae	Não identificada
Uchi amarelo	Não Identificada	Não identificada
Uchi preto	Não Identificada	Não identificada
Ucuquirana	Sapotaceae	<i>Chrysophyllum sanguinolentum</i> (Pierre) Baehni ssp.
Ucuúba	Myristicaceae	<i>Virola pavonis</i> (A.DC.) A.C.Sm.
Ucuúba branca	Myristicaceae	<i>Virola michelii</i> Heckel
Ucuúba preta	Myristicaceae	<i>Virola caducifolia</i> W. A. Rodrigues
Ucuúba punã	Myristicaceae	<i>Iryanthera sagotiana</i> (Benth.) Warb.
Ucuúba vermelha	Myristicaceae	<i>Virola mollissima</i> Warb.
Umari	Não Identificada	Não identificada
Urucum bravo	Bixaceae	<i>Bixa arborea</i> Huber
Urucurana	Elaeocarpaceae	<i>Sloanea pubescens</i> Radlk.
Urucurana branca	Euphorbiaceae	Não identificada
Urucurana cacau	Elaeocarpaceae	<i>Sloanea schomburgkii</i> Bent.
Urucuri	Arecaceae	<i>Syagrus</i> sp.
Uxi amarelo	Humiriaceae	<i>Endopleura uchi</i> (Huber) Cuatrec.
Uxi coroa	Humiriaceae	<i>Duckesia verrucosa</i> (Ducke) Cuatrec.
Uxi de cotia	Salicaceae	<i>Licania longstyla</i>
Uxi de morcego	Não Identificada	Não identificada
Uxi preto	Humiriaceae	<i>Vantanea macrocarpa</i> Ducke
Uxi quebra machado	Humiriaceae	Não identificada
Uxirana	Humiriaceae	<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.
Vassoureiro	Euphorbiaceae	<i>Drypetes</i> sp.
Violeta	Fabaceae	<i>Peltogyne excelsa</i> Ducke
Visgueiro	Fabaceae	<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Walp.

FONTE: O autor (2015).

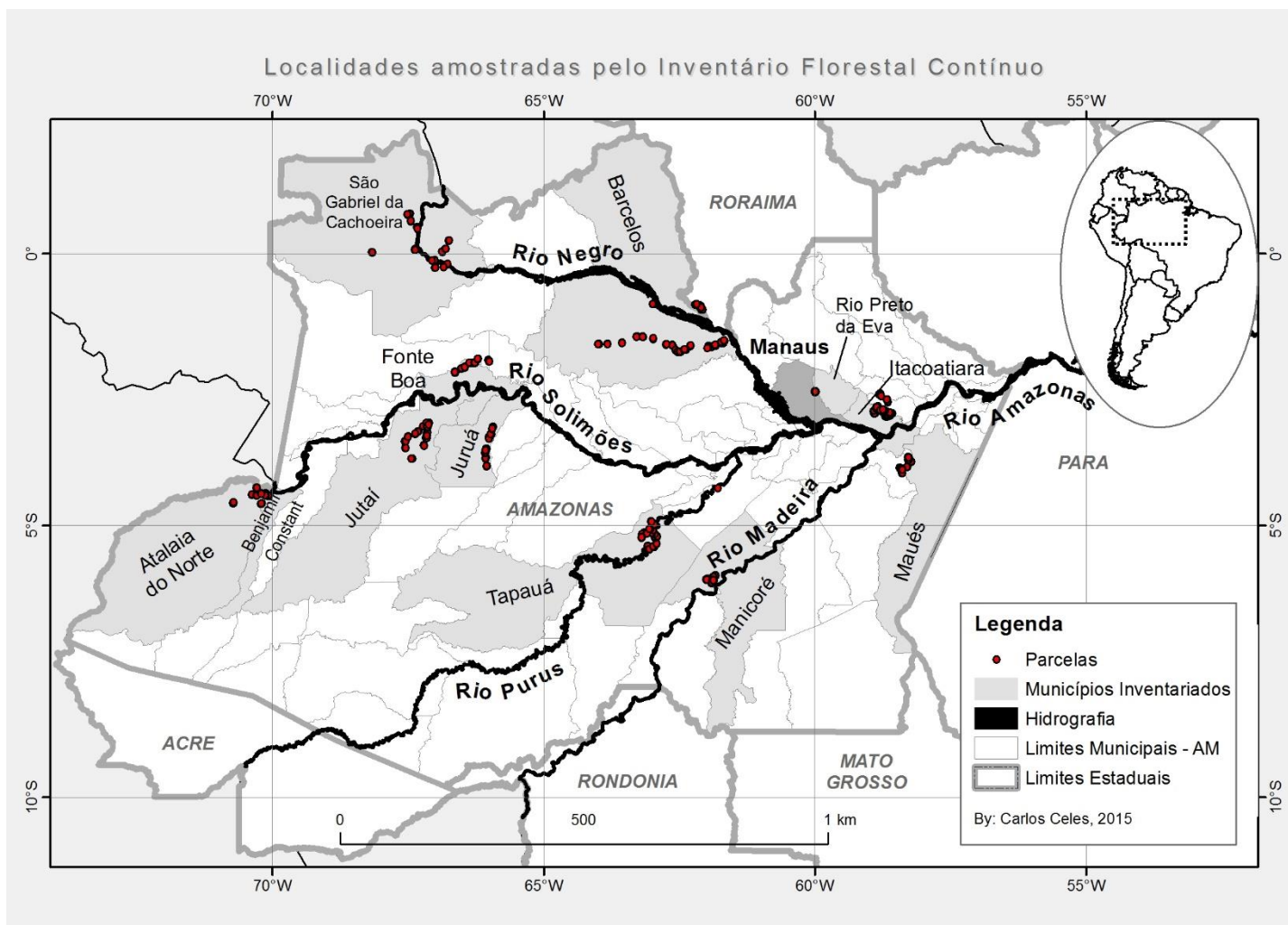


FIGURA 45 – LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DOS PONTOS AMOSTRADOS PELO INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO.  
 FONTE: O autor (2015); CELES, C. (2015).

TABELA 32 – ÍNDICES FITOSSOCIOLÓGICOS DAS ESPÉCIES COMERCIALMENTE APROVEITADAS PELO MERCADO MADEIREIRO DO AMAZONAS.

NOME COMUM	NOME CIENTÍFICO	FREQ. REL.	ABUND. REL.	DOM. REL.	IVI
Breu vermelho	<i>Protium apiculatum</i> Swart	0,56	6,10	3,11	9,77
Louro preto	<i>Ocotea nigrescens</i> Vicentini	0,56	1,94	1,92	4,42
Cardeiro	<i>Scleronema micranthum</i> (Ducke) Ducke	0,50	0,95	1,68	3,13
Cupiúba	<i>Goupia glabra</i> Aubl.	0,50	0,44	1,22	2,16
Sucupira amarela	<i>Vatairea paraensis</i> Ducke	0,54	0,47	0,97	1,98
Louro amarelo	<i>Ocotea cinerea</i> van der Werff	0,54	0,74	0,47	1,75
Piquiarana	<i>Caryocar pallydum</i> A.C.Sm.	0,53	0,27	0,82	1,62
Coração de negro	<i>Swartzia corrugata</i> Benth.	0,50	0,65	0,37	1,51
Guariuba	<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	0,48	0,26	0,60	1,33
Breu branco	<i>Protium altsonii</i> Sandwith	0,53	0,47	0,22	1,22
Louro aritú	<i>Ocotea argyrophylla</i> Ducke	0,53	0,29	0,32	1,14
Abiurana branca	<i>Pouteria eugeniifolia</i> (Pierre) Baehni	0,43	0,21	0,24	0,88
Angelim rajado	<i>Zygia racemosa</i> (Ducke) Barneby & J.W.Grimes	0,44	0,21	0,21	0,87
Amapá doce	<i>Brosimum parinarioides</i> Ducke subsp. <i>parinarioides</i>	0,34	0,11	0,42	0,87
Copaíba	<i>Copaifera multijuga</i> Hayne	0,42	0,13	0,28	0,82
Maparajuba	<i>Manilkara</i> sp.	0,39	0,20	0,23	0,82
Marupá	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	0,37	0,11	0,33	0,81
Cumaru roxo	<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd.	0,32	0,09	0,21	0,62
Sucupira vermelha	<i>Andira unifoliolata</i> Ducke	0,31	0,08	0,21	0,60
Jatobá	<i>Hymenaea parvifolia</i> Huber	0,29	0,07	0,22	0,58
Sucupira preta	<i>Andira</i> sp.	0,32	0,09	0,13	0,54
Tento	<i>Ormosia grossa</i> Rudd	0,28	0,08	0,16	0,51
Muirapiranga	<i>Eperua glabriflora</i> (Ducke) R.S.Cowan	0,11	0,20	0,17	0,47
Massaranduba	<i>Manilkara bidentata</i> Williams subsp. <i>bidentata</i>	0,23	0,05	0,18	0,46
Louro rosa	<i>Aniba ferrea</i> Kubitzki.	0,29	0,09	0,07	0,45
Piquiá	<i>Caryocar glabrum</i> (Aubl.) Pers.	0,18	0,03	0,24	0,45
Castanha sapucaia	<i>Lecythis zabucajo</i> Aubl.	0,23	0,05	0,16	0,44
Cajuí	<i>Anacardium</i> sp.	0,23	0,05	0,13	0,42
Fava	<i>Abarema</i> sp.	0,22	0,04	0,13	0,39
Abiurana ferro	<i>Pouteria rostrata</i> (Huber) Baehni	0,17	0,04	0,15	0,35
Louro gamela	<i>Sextonia rubra</i> (Mez) van der Werff	0,16	0,03	0,15	0,34
Cumaru	<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd.	0,18	0,03	0,12	0,33
Angelim pedra	<i>Dinizia excelsa</i> Ducke	0,10	0,02	0,17	0,29
Muiracatiara	<i>Astronium lecontei</i> Ducke	0,20	0,04	0,04	0,28
Piquiá marfim	<i>Aspidosperma desmanthum</i> Müll. Arg.	0,16	0,03	0,09	0,27
Escorrega macaco	<i>Peltogyne paniculata</i> Benth.	0,17	0,03	0,05	0,26

TABELA 32 – CONTÍNUA

NOME COMUM	NOME CIENTÍFICO	FREQ. REL.	ABUND. REL.	DOM. REL.	IVI
Jacareúba	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	0,16	0,03	0,05	0,25
Tachi	<i>Sclerolobium melanocarpum</i> Ducke	0,14	0,03	0,02	0,19
Violeta	<i>Peltogyne excelsa</i> Ducke	0,10	0,02	0,03	0,15
Mandioqueira	<i>Vochysia</i> sp.	0,08	0,01	0,04	0,13
Acariquara roxa	<i>Minquartia guianensis</i> Aubl.	0,09	0,02	0,02	0,12
Ucuúba	<i>Virola pavonis</i> (A.DC.) A.C.Sm.	0,07	0,01	0,01	0,09
Louro chumbo	<i>Ocotea cerneua</i> (Nees) Mez	0,06	0,01	0,01	0,09
Ipê	Não identificada	0,06	0,01	0,01	0,08
Amapá	<i>Pouteria</i> sp.	0,03	0,02	0,03	0,08
Preciosa	<i>Eniba</i> sp.	0,03	0,01	0,01	0,05
Paricarana	Não identificada	0,02	0,00	0,02	0,04
Melancieira	Não identificada	0,02	0,01	0,00	0,03
Jutaí pororoca	Não identificada	0,02	0,00	0,00	0,02
Angelim vermelho	<i>Dinizia</i> sp.	0,01	0,00	0,01	0,02
Tatajuba	Não identificada	0,01	0,00	0,00	0,02
Pau rosa	Não identificada	0,01	0,00	0,00	0,01
Jarana	Não identificada	0,01	0,00	0,00	0,01
Matamatá preto	<i>Eschweilera</i> sp.	0,01	0,00	0,00	0,01
Abiurana vermelha	<i>Pouteria guianensis</i> Aubl.	0,01	0,00	0,00	0,01
Tauari branco	<i>Couratari stellata</i> A.C.Sm.	0,00	0,00	0,00	0,00

TABELA 33 – RESULTADOS DOS AJUSTES DOS MODELOS VOLUMÉTRICOS, POR SÍTIO.

SÍTIO	MODELO	N	$\beta_1$	$\beta_2$	$\beta_3$	$\beta_4$	R <sup>2</sup> aj	QMerro	Syx%
SGC	1	97	-0,0271	0,0008			0,91	0,134	3,3%
	2		-0,6220	0,0008	0,0000	0,0577	0,94	0,097	2,8%
	3		0,1996	0,0000			0,88	0,193	3,9%
	4		0,0011	1,9330			0,92	0,133	3,2%
	5		0,0007	1,7080	0,5141		0,94	0,101	2,8%
ABC	1	50	-0,1730	0,0010			0,93	0,266	3,4%
	2		0,2433	0,0000	0,0001	-0,0250	0,98	0,057	1,6%
	3		-0,0310	0,0001			0,98	0,063	1,7%
	4		0,0006	2,1145			0,93	0,275	3,5%
	5		0,0000	2,1052	0,9984		0,98	0,057	1,6%
JUT	1	56	-0,0254	0,0008			0,94	0,162	3,2%
	2		-0,1766	0,0003	0,0000	0,0162	0,98	0,016	1,0%
	3		0,0460	0,0001			0,97	0,084	2,3%
	4		0,0008	2,0103			0,94	0,162	3,2%
	5		0,0002	1,9900	0,6667		0,98	0,062	2,0%
AUP	1	174	-0,0209	0,0008			0,91	0,104	2,5%
	2		-0,1270	0,0003	0,0000	0,0123	0,96	0,042	1,6%
	3		0,0750	0,0001			0,95	0,052	1,8%
	4		0,0009	1,9805			0,91	0,104	2,5%
	5		0,0002	1,9133	0,6831		0,96	0,041	1,6%
CAP	1	123	-0,0379	0,0009			0,90	0,245	3,3%
	2		0,0607	-0,0002	0,0001	0,0052	0,95	0,119	2,3%
	3		0,0873	0,0001			0,95	0,122	2,3%
	4		0,0008	2,0149			0,90	0,246	3,3%
	5		0,0001	1,8332	1,2245		0,96	0,113	2,2%
RUN	1	115	-0,0946	0,0009			0,95	0,091	1,5%
	2		-0,2323	0,0006	0,0000	0,0157	0,96	0,063	1,2%
	3		0,0490	0,0001			0,94	0,099	1,6%
	4		0,0005	2,1450			0,95	0,088	1,5%
	5		0,0002	2,0845	0,4410		0,96	0,061	1,2%
FPR	1	81	-0,2084	0,0011			0,92	0,662	3,2%
	2		-0,2075	0,0003	0,0000	0,0204	0,94	0,437	2,6%
	3		0,1299	0,0001			0,94	0,457	2,6%
	4		0,0005	2,1616			0,92	0,658	3,2%
	5		0,0002	1,8374	0,8811		0,95	0,419	2,5%

TABELA 33 – CONTINUAÇÃO.

SÍTIO	MODELO	N	$\beta_1$	$\beta_2$	$\beta_3$	$\beta_4$	$R^2_{aj}$	QMerro	Syx%
JUR	1	107	-0,0530	0,0009			0,94	0,055	2,6%
	2		-0,0952	0,0003	0,0000	0,0080	0,97	0,032	2,0%
	3		0,0217	0,0001			0,96	0,034	2,1%
	4		0,0007	2,0305			0,94	0,057	2,7%
	5		0,0001	1,9747	0,7345		0,97	0,032	2,0%
ABU	1	166	-0,1991	0,0010			0,94	0,096	4,0%
	2		0,0882	0,0000	0,0001	-0,0108	0,99	0,019	1,8%
	3		-0,0152	0,0001			0,99	0,020	1,8%
	4		0,0001	2,5810			0,97	0,043	2,7%
	5		0,0000	2,1579	0,8262		0,99	0,016	1,7%

FONTE: O autor (2015).

NOTA: Modelo 1 a 5 correspondem à Kopezi-Gehrardt, Stoaate, Spurr, Berkhout e Schumacher-Hall, respectivamente; N = número de amostras utilizadas para o ajuste dos modelos.

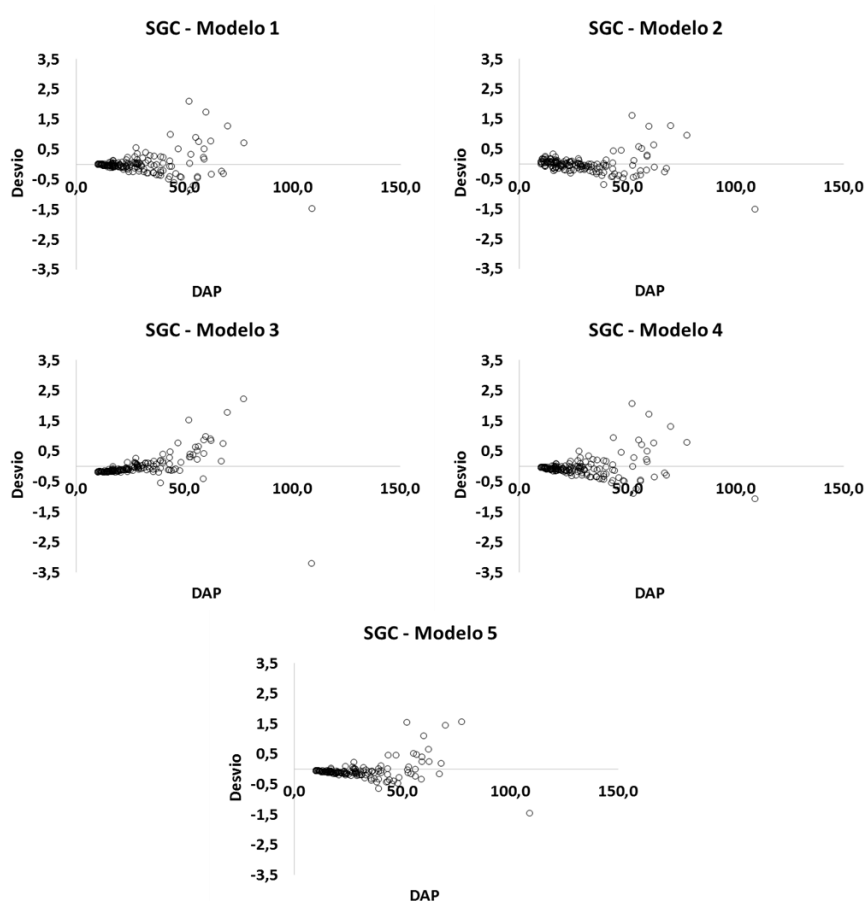


FIGURA 46 – GRÁFICOS DE RESÍDUOS DOS AJUSTES DAS EQUAÇÕES DE VOLUME EM SÃO GABRIEL DA CACHOEIRA (SGC).

FONTE: O autor (2015).

NOTA: Eixo “Y” = volume estimado; Eixo “X” volume cubado.

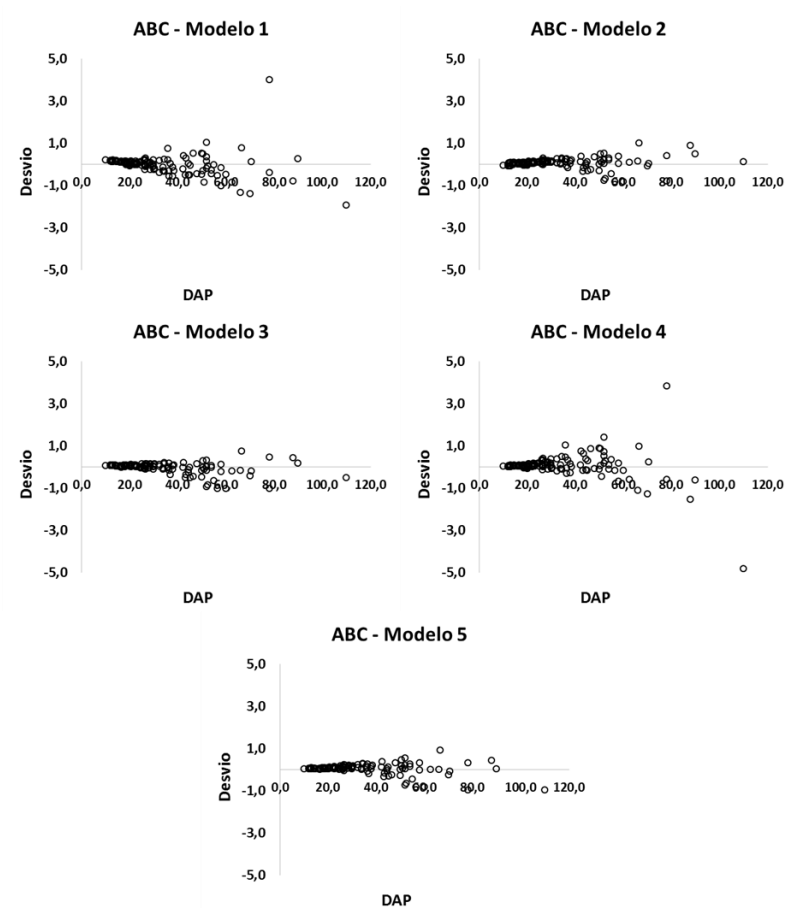


FIGURA 47 – GRÁFICOS DE RESÍDUOS DOS AJUSTES DAS EQUAÇÕES DE VOLUME EM ATALAIA DO NORTE E BENJAMIN CONSTANT (ABC).  
 FONTE: O autor (2015).

NOTA: Eixo “Y” = volume estimado; Eixo “X” volume cubado.



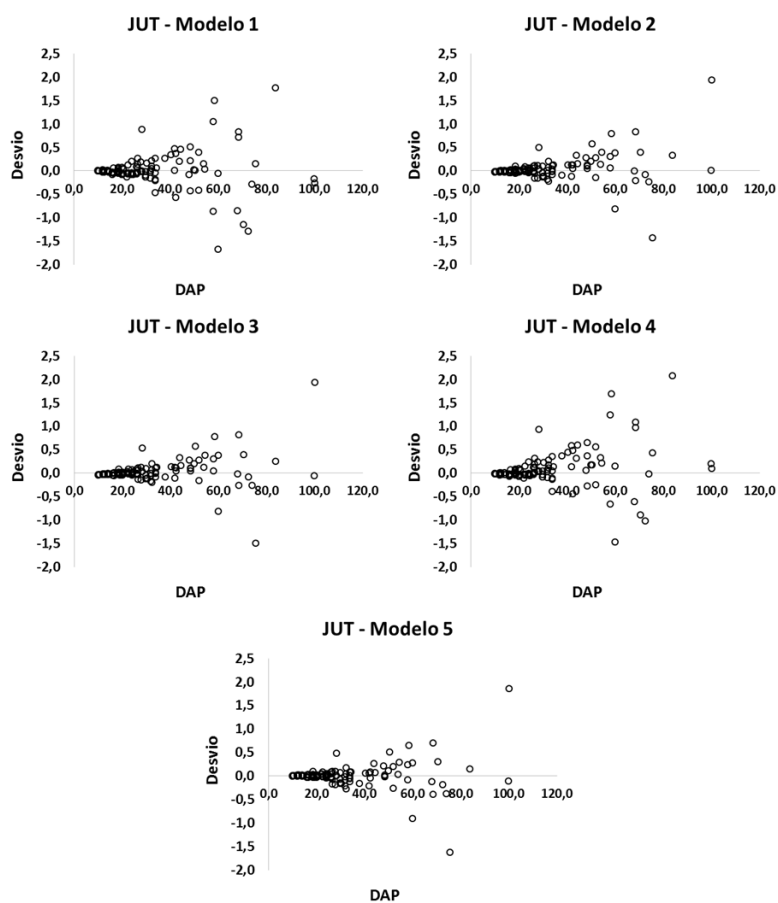


FIGURA 48 – GRÁFICOS DE RESÍDUOS DOS AJUSTES DAS EQUAÇÕES DE VOLUME NA RESEX DO RIO JUTÁI (JUT).

FONTE: O autor (2015).

NOTA: Eixo “Y” = volume estimado; Eixo “X” volume cubado.

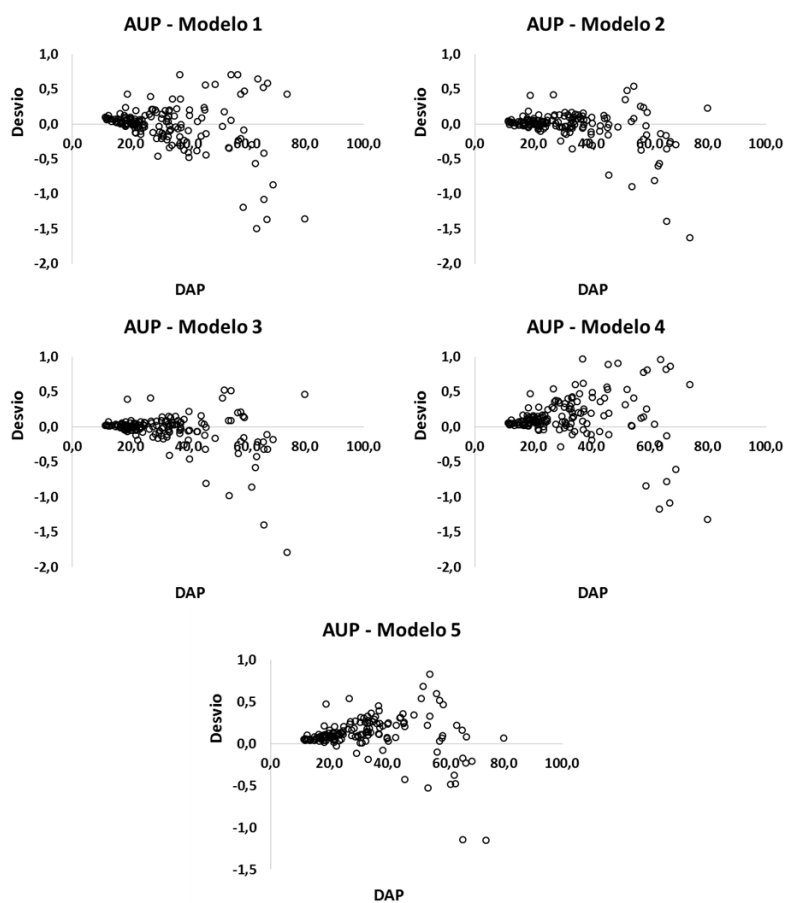


FIGURA 49 – GRÁFICOS DE RESÍDUOS DOS AJUSTES DAS EQUAÇÕES DE VOLUME NA RESEX DO AUATI-PARANÁ (AUP).

FONTE: O autor (2015).

NOTA: Eixo “Y” = volume estimado; Eixo “X” volume cubado.

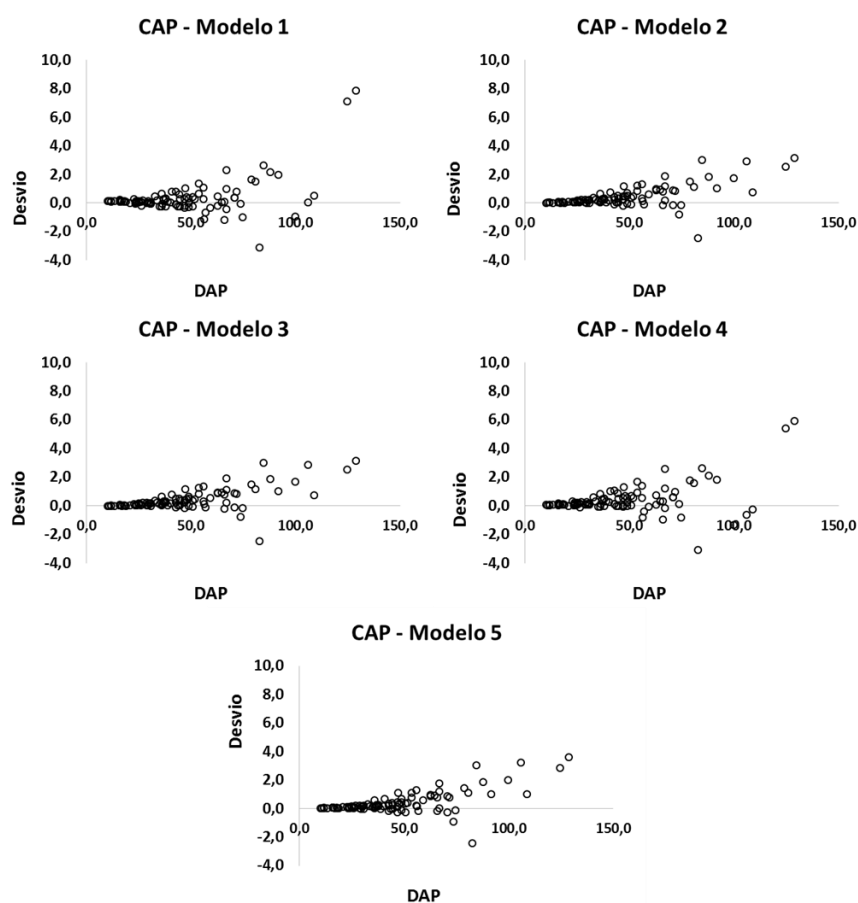


FIGURA 50 – GRÁFICOS DE RESÍDUOS DOS AJUSTES DAS EQUAÇÕES DE VOLUME NA RESEX DO LAGO CAPANÃ-GRANDE (CAP).  
 FONTE: O autor (2015).

NOTA: Eixo “Y” = volume estimado; Eixo “X” volume cubado.

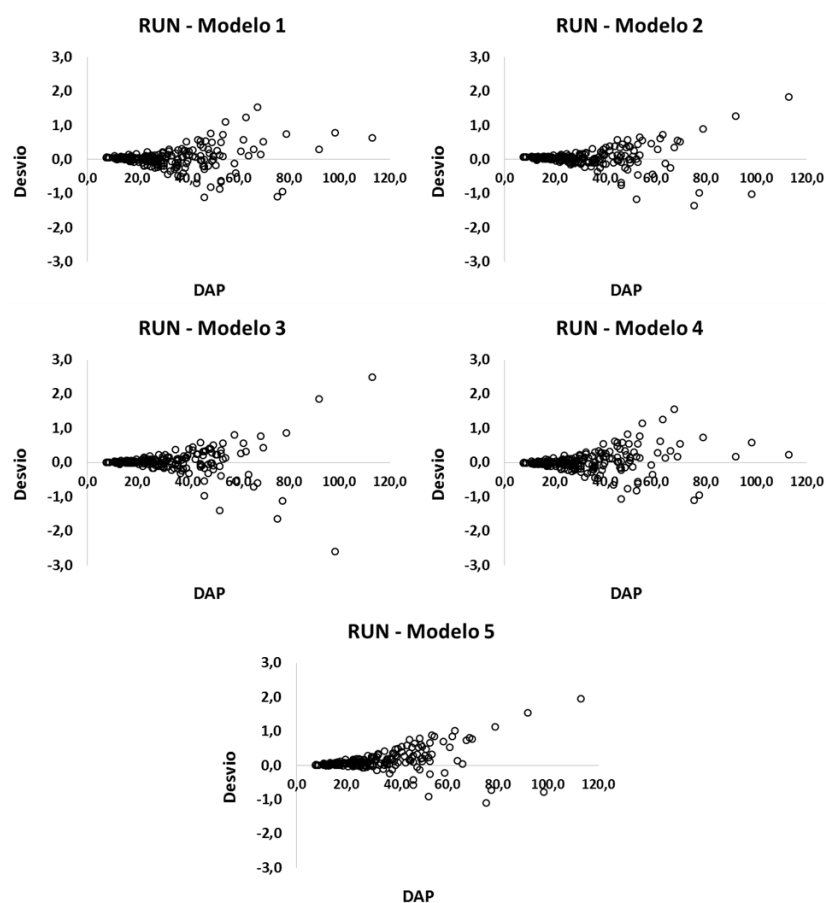


FIGURA 51 – GRÁFICOS DE RESÍDUOS DOS AJUSTES DAS EQUAÇÕES DE VOLUME NA RESEX DO RIO UNINI (RUN).

FONTE: O autor (2015).

NOTA: Eixo “Y” = volume estimado; Eixo “X” volume cubado.

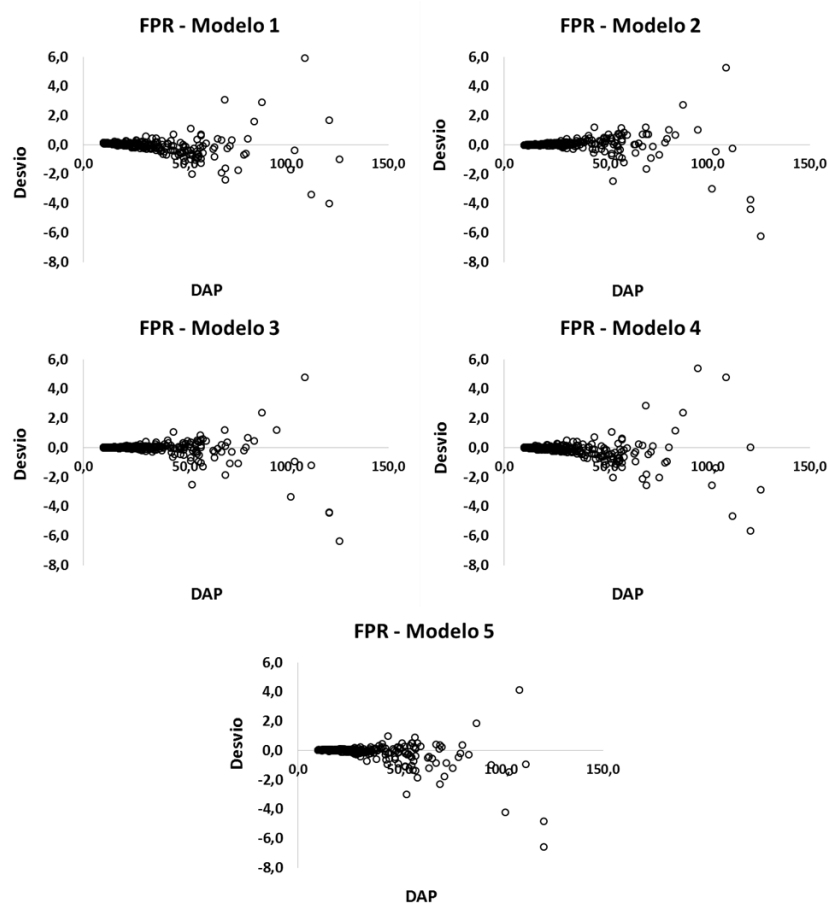


FIGURA 52 – GRÁFICOS DE RESÍDUOS DOS AJUSTES DAS EQUAÇÕES DE VOLUME NA FLONA DE PAU ROSA (FPR).

FONTE: O autor (2015).

NOTA: Eixo “Y” = volume estimado; Eixo “X” volume cubado.

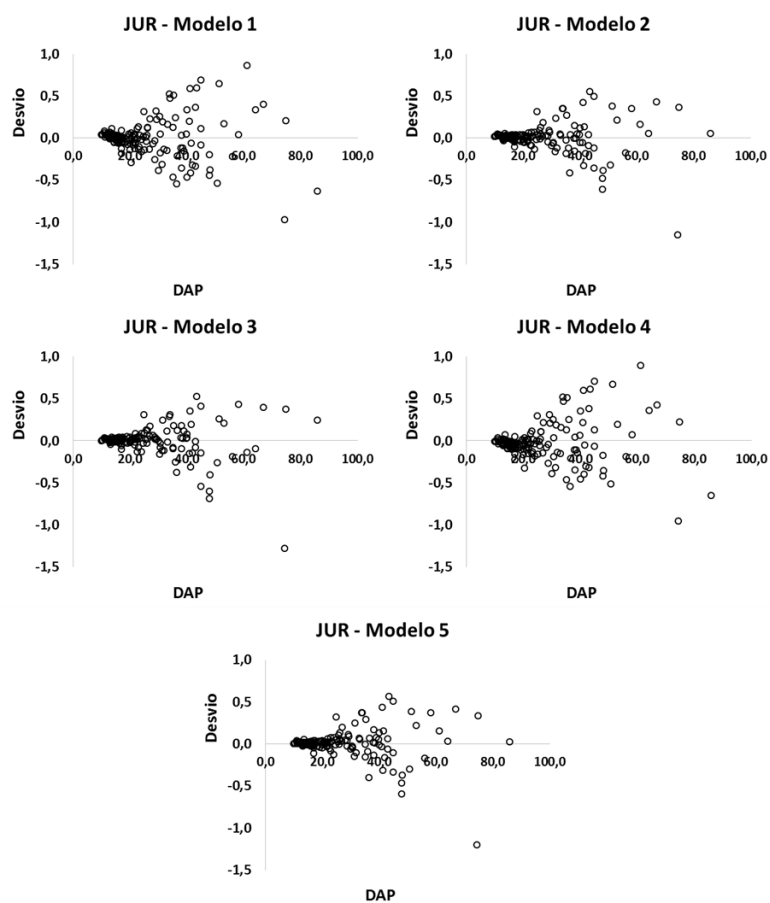


FIGURA 53 – GRÁFICOS DE RESÍDUOS DOS AJUSTES DAS EQUAÇÕES DE VOLUME NA RESEX DO BAIXO JURUÁ (JUR).

FONTE: O autor (2015).

NOTA: Eixo “Y” = volume estimado; Eixo “X” volume cubado.

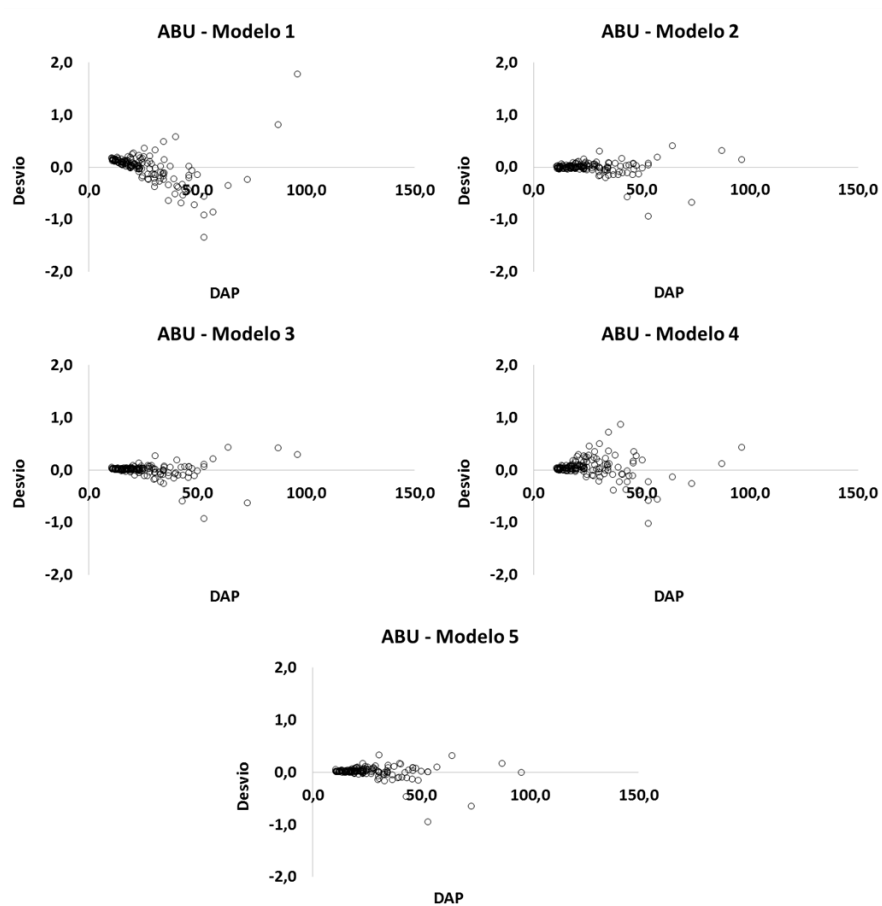


FIGURA 54 – GRÁFICOS DE RESÍDUOS DOS AJUSTES DAS EQUAÇÕES DE VOLUME NA RABIO DO ABUFARI (ABU).

FONTE: O autor (2015).

NOTA: Eixo “Y” = volume estimado; Eixo “X” volume cubado.